

SCHWERMETALLE IN BÖDEN IM RAUM ARNOLDSTEIN

Elfriede KASPEROWSKI

Monographien Bd. 33

Wien, September 1993

Bundesministerium für Umwelt,
Jugend und Familie



PROJEKTLEITUNG:	Elfriede KASPEROWSKI
Mitarbeiter:	Andrea DVORAK Alarich RISS (Kap. 8)
PROBENAHRME:	Ferdinand GATTERNIG Ewald HIESEL Hans LASSI Andreas POELL Johannes STRIEDNER Werner WLCEK
ANALYTIK:	Rudolf BÜRKI Eduard FRANK Karin HEILINGBRUNNER Doris LIEBWALD Wolfgang MOCHE Rosina OPPOLZER Andreas POELL Michael SCHÖNDORFER Susanne SPELLITZ
GIS-AUSWERTUNG UND KARTEN- ERSTELLUNG:	Thomas FALKNER Elvira FRÜHAUF Helmut HASHEMI-KEPP Felix LUX
STATISTIK:	Herbert SCHENTZ Wilhelm VOGEL
TEXTERSTELLUNG:	Elvira CADILEK Birgit LACKNER Christine PFEIFFER
EDIT. BETREUUNG:	Johannes MAYER Elisabeth LÖSSI
FOTOS:	Elfriede KASPEROWSKI

Titelfotos:

*Blick von einem Hausgarten auf den Schrotturm
Sanierungsbedürftiger Spielbereich eines Gartens*

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, 1090 Wien, Spittelauer Lände 5
Karten vervielfältigt mit Genehmigung des Bundesamtes für Eich- und Vermessungswesen, Wien, Zl. 70 249/91
und 70 188/92
Druck: Riegelnik, Wien

© Umweltbundesamt, Wien, September 1993
Alle Rechte vorbehalten
ISBN 3-85457-108-9

Schwermetalle in Böden im Raum Arnoldstein – Inhaltsverzeichnis

	Kurzfassung	i
	Heavy metals in soil samples from the Arnoldstein area (Abstract)	viii
1	EINFÜHRUNG	1
1.1	Allgemeines	1
1.2	Problemstellung	2
1.3	Zielsetzung	2
2	INDUSTRIEGESCHICHTE	3
2.1	Vorläuferbetriebe der Bleiberger Bergwerks Union (BBU) im Raum Arnoldstein	3
2.2	Die Bleiberger Bergwerks Union in Arnoldstein	5
3	UMWELTRELEVANTE UNTERSUCHUNGEN IM RAUM ARNOLDSTEIN	7
3.1	Lufthygienische Modellstudie	7
3.2	Immissionsökologisches Projekt Arnoldstein	7
3.3	Untersuchung von Pilzen auf Blei und Cadmium	9
3.4	Entwicklung von Fichtenaufforstungen unter starkem Immissionseinfluß	9
3.5	Untersuchungen von Schneeproben in Kärnten	11
3.6	Schwermetalle in Leber und Niere von Wildtieren im Raum Arnoldstein	11
3.7	Waldzustand im Raum Arnoldstein	12
4	UNTERSUCHUNG DER GARTEN- UND SPIELPLATZBÖDEN	13
4.1	Untersuchungsgebiet	13
5	HERKUNFT DER SCHWERMETALLE ZINK, CADMIUM, BLEI UND KUPFER IM UNTERSUCHUNGSGEBIET	17
6	UNTERSUCHUNGSPROGRAMM UND -METHODEN	21
6.1	Auswahl der Probeflächen	21
6.2	Probenahme	21
6.3	Probenvorbereitung und Analytik	25
7	ERGEBNISSE UND DISKUSSION	27
7.1	Allgemeine Bodenparameter	27
	– Bodenart bzw. Bodenschwere	27
	– pH-Wert	27
	– Humusgehalt	31
7.2	Schwermetalle in Böden	32
7.2.1	Zink (Zn)	38
	– Gartenböden	38
	– Spiel- und Sportplatzböden	38
7.2.2	Cadmium (Cd)	38
	– Gartenböden	38
	– Spiel- und Sportplatzböden	39

7.2.3	Blei (Pb)	39
	– Gartenböden	39
	– Spiel– und Sportplatzböden	39
7.2.4	Kupfer (Cu)	40
	– Gartenböden	40
	– Spiel– und Sportplatzböden	40
7.2.5	Arsen (As)	40
7.3	Dioxine in Böden	41
7.4	Schwermetalle in Komposten	42
8	BEURTEILUNG DER ERGEBNISSE	43
8.1	Richt– und Grenzwerte als Maßstab für die Bewertung der Schadstoffbelastung von Böden	43
8.2	Das “Drei–Bereiche–System” nach Kloke für die Bewertung von Böden mit Schadstoffbelastung	46
8.3	Bewertung der Schwermetallbelastung der untersuchten Flächen	50
8.3.1	Bewertung und Empfehlungen für die Haus– und Kleingärten	50
8.3.2	Bewertung und Empfehlungen für die Spiel– und Sportplätze	51
8.4	Auswirkungen auf das Grundwasser und auf Oberflächengewässer	53
9	FOLGEMASSNAHMEN UND –UNTERSUCHUNGEN	55
9.1	Austausch der Böden von Haus– und Kleingärten	55
9.2	Epidemiologische Untersuchungen der Bevölkerung	55
	– Untersuchungen von Blutproben auf Blei– und Cadmiumgehalt	55
	– Untersuchung von Muttermilchproben auf Bleigehalt	57
	– Untersuchung von Urinproben auf Arsengehalt	57
	– Untersuchung von Milchzähnen von Kindern auf Bleigehalt	58
9.3	Umweltstudie Industriestandort Gailitz/Arnoldstein	58
9.4	Untersuchung von Haarproben auf Bleigehalt	59
9.5	Schwermetallbelastung von Obst und Gemüse	60
9.6	Pflanzenversuche	61
	Verwendete Literatur	63
	Anhang 1: Statistische Auswertung der Bodendaten	67
	Anhang 2: Schwermetalle im Bariumchlorid–Auszug	87
	Anhang 3: Epidemiologische Untersuchungen der Bevölkerung (im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung)	91
	Anhang 4: Schwermetallbelastung von Obst und Gemüse (Landwirtschaftlich–chemische Versuchs– und Lebensmitteluntersuchungsanstalt für Kärnten)	123

Schwermetalle in Böden im Raum Arnoldstein – Kurzfassung

Am Standort Arnoldstein reicht die industrielle Entwicklung bis in das 15. Jahrhundert zurück, haben doch die Fugger bereits 1495 an der Gailitz einen Schmelzofen errichtet. Dort wurden die in Kärnten gewonnenen Gold-, Silber-, Kupfer- und Bleierze geschmolzen.

Im Zuge der Gründung der Bleiberger Bergwerks Union (BBU) im Jahr 1867 und Übernahme verschiedener Produktionsstätten sowie des Schrotturmes wurde in Arnoldstein eine Bleihütte errichtet, die 1882 in Betrieb ging. Seit 1906 übernahm diese die Verhüttung des Bleierztes von Bleiberg.

Viele Jahre hindurch hat die BBU ihre industriellen Aktivitäten sehr stark erweitert und mehrere Tochtergesellschaften in verschiedenen Technologiebereichen gegründet. Durch die strukturellen Veränderungen – vornehmlich die Liquidation der Bleiberger Bergwerks Union seit 10.1.1992 – wurden einige dieser Betriebe ausgegliedert bzw. privatisiert. Die Produktionsbetriebe, die seinerzeit von der BBU gegründet wurden, prägen auch heute noch die Region.

Daß die Produktionsanlagen für die hohen Schwefeldioxid- und Staubbelastungen sowie die Belastung durch Schwermetallniederschlag verantwortlich zeichnen, ist bereits seit langem bekannt. Die Staub- und Schwermetallemissionen werden einerseits aus Prozeßanlagen in Form von Punktquellen freigesetzt, charakteristisch für einen Hüttenbetrieb ist jedoch auch das Vorhandensein einer Reihe diffuser Staubquellen.

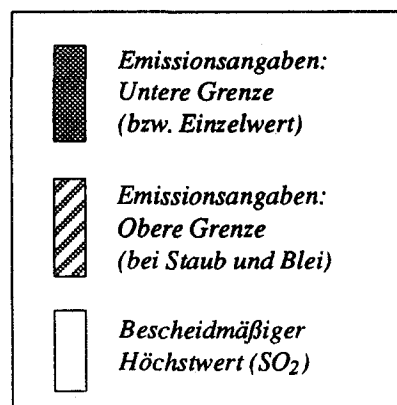
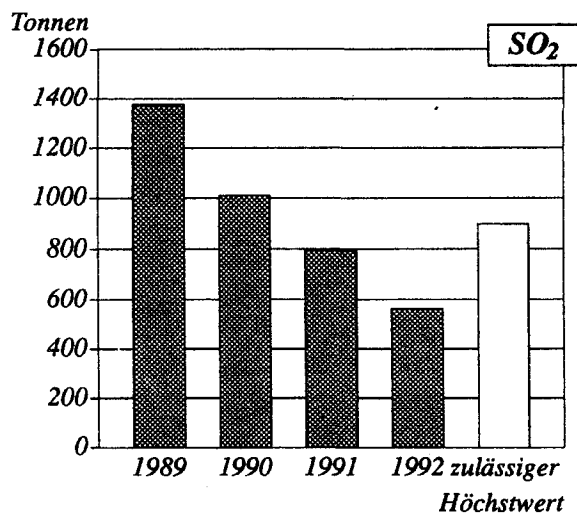
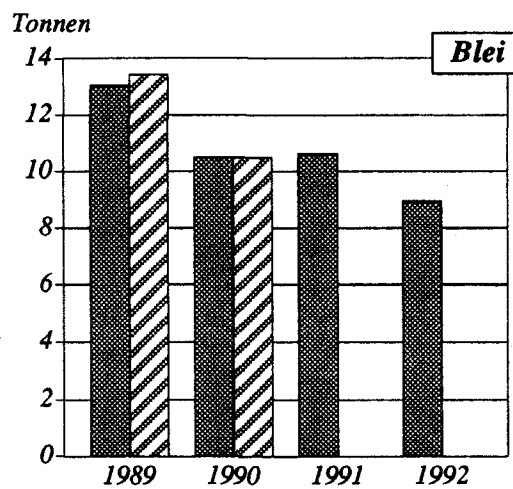
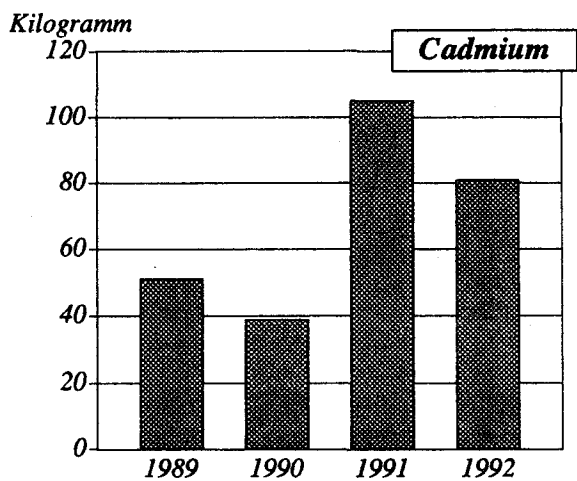
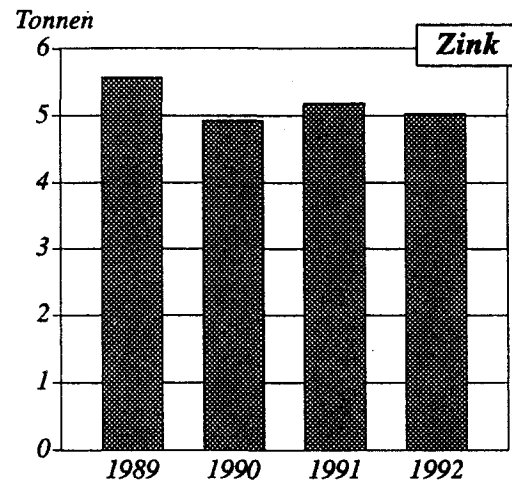
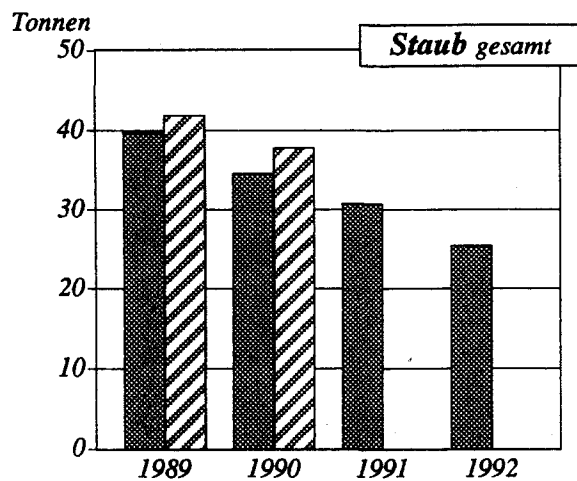
Die Gesamtemissionen an Luftschadstoffen der Betriebsanlagen des Standortes Arnoldstein in den Jahren 1989 bis 1992 sind in der folgenden Abbildung dargestellt.

Untersuchungsprogramm und Ergebnisse

Eine stichprobenartige Erhebung über die Belastung von Böden und Gemüsepflanzen in privaten Gärten im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung, die 1990 an der Universität für Bodenkultur durchgeführt wurde, zeigte hohe Belastungen an Zink, Cadmium, Blei und z.T. auch an Kupfer.

Für eine detaillierte Aussage über eventuell notwendige Sanierungs- bzw. Vorsorge-maßnahmen war aber eine flächendeckende Untersuchung sowohl der Gartenböden als auch der Spiel- und Sportplatzböden auf Schwermetalle notwendig. Dieses Untersuchungsprogramm wurde im Jahr 1991 vom Umweltbundesamt durchgeführt. Zusätzlich wurden auch Böden in umliegenden Ortschaften (Agoritschach, Seltschach, Pöckau, Stossau, Draschitz, Hohenthurn) in die Untersuchungen miteinbezogen.

Zur Charakterisierung der Böden wurden neben den chemischen und physikalischen Parametern die Problemmetalle Zink, Cadmium, Blei und Kupfer untersucht. In einigen ausgewählten Proben wurden auch Arsen und Dioxine bestimmt.



Graphik: Umweltbundesamt

Quellen: 1989/90: Amt der Kärntner Landesregierung, Gutachten zur Emissions- und Immissions-situation der Betriebsanlagen des Standortes Gailitz-Arnoldstein, 1991;
1991/92: Persönliche Mitteilung, Amt der Kärntner Landesregierung, Abt. 15 U

Gesamtemissionen an Luftschadstoffen der Betriebsanlagen des Standortes Arnoldstein in den Jahren 1989 – 1992 (in Kilogramm bzw. Tonnen pro Jahr)

Von den Ergebnissen der Schwermetallanalysen auf die Parameter Zink, Cadmium, Blei und Kupfer von Garten-, Spiel- und Sportplatzböden des zentralen Untersuchungsgebietes, das sich zwischen 320 und 1.600 m Entfernung vom Werksschlot befindet, sind in der folgenden Tabelle die Minimal- und Maximalwerte sowie der Median aufgelistet. Weiters enthält diese Tabelle die entsprechenden Ergebnisse der Proben für die 7 Referenzstandorte, die zwischen 1.300 und 4.700 m Entfernung vom Werksschlot liegen.

<i>Ergebnisse der Schwermetallanalysen der untersuchten Böden (Gesamtgehalte, Angaben in mg/kg Trockensubstanz)</i>				
<i>Nutzung des Bodens</i>	<i>Zink</i>	<i>Cadmium</i>	<i>Blei</i>	<i>Kupfer</i>
<i><u>Gartenböden</u> (78 Proben) (zentraler Untersuchungsraum)</i>				
<i>Minimum</i>	576	3,4	339	40,2
<i>Maximum</i>	6.380	25,5	5.660	247,0
<i>Median</i>	1.325	8,6	867	77,7
<i><u>Gartenböden</u> (7 Proben) (Referenzstandorte)</i>				
<i>Minimum</i>	335	1,2	110	38,0
<i>Maximum</i>	816	4,8	433	67,0
<i>Median</i>	503	2,2	197	47,9
<i><u>Spiel- und Sportplatzböden</u> (13 Proben)</i>				
<i>Minimum</i>	451	2,4	303	41,7
<i>Maximum</i>	4.690	30,9	3.070	185,0
<i>Median</i>	580	4,4	398	51,1

Zink (Zn)

– Gartenböden

Sämtliche untersuchten Gartenböden im zentralen Untersuchungsgebiet weisen Zinkgehalte auf, die zwischen 576 und 6.380 mg Zn/kg TS liegen und somit als stark erhöht einzustufen sind. Die Zinkwerte der Gartenböden der Referenzstandorte liegen insgesamt deutlich unter den Werten der Böden des zentralen Untersuchungsgebietes, sind aber auch als erhöht einzustufen. Insbesondere fällt die Probe aus Hohenthurn auf, die mit 816 mg Zink/kg TS höher belastet ist, was auf die meteorologische Situation (Inversionslagen und Windrichtung) zurückzuführen sein könnte. Die Zinkgehalte der Proben aus Selttschach und Pöckau sind mit 335 bzw. 338 mg Zink/kg TS die niedrigsten aller untersuchten Böden.

– Spiel- und Sportplatzböden

Die Zinkgehalte dieser Böden schwanken sehr stark. Wie bei den Gartenböden ist aber auch hier der niedrigste Wert als deutlich erhöht zu bezeichnen.

Cadmium (Cd)

– Gartenböden

Die Analyse der Gartenböden im zentralen Untersuchungsraum auf ihren Cadmiumgehalt hat durchwegs extrem hohe Werte (Maximalwert 25,5 mg Cd/kg TS) erbracht. Selbst der gemessene Minimalwert ist als erhöht einzustufen. Bezüglich der Ergebnisse der Referenzstandorte wird festgestellt, daß die Cadmium-Werte der sieben Proben, bis auf jene aus der Ortschaft Hohenthurn, deutlich unter den Werten des zentralen Untersuchungsraumes liegen.

– Spiel- und Sportplatzböden

Alle Werte sind als erhöht einzustufen.

Blei (Pb)

– Gartenböden

Insgesamt sind die Bleigehalte in den Gartenböden des zentralen Untersuchungsraumes als sehr bis extrem hoch zu bezeichnen (339 bis 5.660 mg Pb/kg TS).

Vermutungen, daß die Gartenböden in der unmittelbaren Nähe der Bundesstrasse 83 durch die jahrzehntelange Belastung mit bleihaltigen Kfz-Emissionen eine stärkere Bleikontamination als abgelegene Böden aufweisen würden, haben sich nicht bestätigt.

– Spiel- und Sportplatzböden

In den Bodentiefen 0 – 5 cm der Spiel- und Sportplatzböden ist auch der niedrigste ermittelte Bleigehalt, wie bei den Gartenböden, als erhöht anzusehen.

Kupfer (Cu)

– Gartenböden

Hinsichtlich der Gesamtgehalte an Kupfer weist schon der Median darauf hin, daß keine außergewöhnliche Belastung der Gartenböden vorliegt. Die Kupfergehalte in den Gartenböden der Referenzstandorte liegen etwas niedriger als der Median der Gartenböden des zentralen Untersuchungsraumes.

– Spiel- und Sportplatzböden

Generell liegen die Kupferwerte der Spiel- und Sportplatzböden unter den Werten der Gartenböden.

Bewertung

Die Bewertung der Böden erfolgte in Anlehnung an die nutzungs- und schutzgutbezogenen Orientierungswerte von EIKMANN und KLOKE.

Aufgrund dieser Bewertung wurde vom Umweltbundesamt empfohlen, im gesamten zentralen Untersuchungsgebiet etwa im Umkreis von 1 km vom Werksschlot (vgl. Karte 2) so lange keine Pflanzen für Nahrungs- und Futtermittel anzubauen, bis der Nachweis erbracht ist, daß die für den Verzehr geeigneten Pflanzenteile tolerierbare Cadmium- und Bleikonzentrationen enthalten.

Es wurde weiters empfohlen, vegetationsfreie Bereiche in Hausgärten, die von Kleinkindern ähnlich intensiv wie Kinderspielplätze genutzt werden, zu sanieren.

Aufgrund der extrem hohen Cadmium- und Blei-Werte wurde für den Sportplatz auf dem Betriebsgelände der BBU empfohlen, diesen sofort von jeder Nutzung auszuschließen. Aus Gründen der Vorsorge sollte die Möglichkeit des Kontaktes zu kontaminiertem Boden unterbunden werden. Um ein Verwehen von Boden zu verhindern, sollte für eine dichte, geschlossene Pflanzendecke gesorgt werden. Der Sportplatz wurde in der Folge nicht mehr benützt.

Der Cadmium-Gehalt im Boden der Spielwiese einer Wohnhausanlage liegt knapp im Toxizitätsbereich für die Nutzungsart "Kinderspielplätze". Sanierungsmaßnahmen wurden deshalb dringend empfohlen.

Alle anderen Meßwerte der untersuchten Spiel- und Sportplätze liegen für Cadmium und Blei im Toleranzbereich nach EIKMANN und KLOKE. Das heißt, daß – bezogen auf die angeführte Nutzung – ein höheres als das allgemein vorhandene Belastungsrisiko gegeben ist, jedoch keine Sofortmaßnahmen erforderlich sind. Daher wurde für die übrigen elf untersuchten Spiel- und Sportplätze empfohlen, in einem angemessenen Zeitraum eine Sanierung entsprechend der Empfehlung für die Spielwiese durchzuführen.

Ergänzende Untersuchungen

Arsen (As)

Da eine mögliche Arsenkontamination der Böden nicht auszuschließen war, wurden vom Umweltbundesamt im Sommer 1992 zusätzlich vier Bodenproben auf Arsen untersucht.

Die Ergebnisse ergaben erhöhte Werte, es waren aber keine über die vorgenannten Maßnahmen hinausgehenden Empfehlungen notwendig.

Dioxine

Zusätzlich zu der flächendeckenden Untersuchung der Böden wurde 1992 eine stichprobenartige Bodenuntersuchung auf Dioxine durchgeführt. Dazu wurden eine Probe vom Sportplatz (der die insgesamt am höchsten mit Schwermetallen belastete Fläche ist) und zwei Proben aus Hausgärten, von denen eine höher und eine eher niedriger mit Schwermetallen belastet ist, ausgewählt.

Die gefundenen Dioxinwerte sind als erhöht einzustufen. Allerdings gibt es in Österreich wie auch in anderen Staaten derzeit keine Grenzwerte. In Deutschland wurden vom Bundesgesundheitsamt Berlin Richtwerte formuliert, die mit leichten Modifizierungen von der deutschen "Bund/Länder-Arbeitsgruppe Dioxine" übernommen wurden. Nach diesen Richtwerten sind keine über die wegen der Metallbelastung abgeleiteten Empfehlungen hinausgehenden Maßnahmen erforderlich.

Elutionsversuch

Im Zusammenhang mit dem möglichen Austausch von Böden im Raum Arnoldstein aufgrund der erhobenen Werte der Problemmetalle wurde das Umweltbundesamt vom

Amt der Kärntner Landesregierung, Abt. 15 U gebeten, anhand stark kontaminierter Böden Elutionsversuche durchzuführen. Das durch Elutionsuntersuchungen erfaßbare Gefährdungspotential ist ein Beurteilungskriterium für die Deponiefähigkeit von Abfällen. Die Ergebnisse zeigen, daß die untersuchten Böden aufgrund der ermittelten Eluatklassen (I, II) prinzipiell deponiefähig sind.

Kompostuntersuchungen

Unabhängig von den Untersuchungen des Umweltbundesamtes untersuchte das Amt der Kärntner Landesregierung auf Wunsch der Marktgemeinde Arnoldstein im Juli 1991 stichprobenartig vier Kompostproben aus Gärten auf ihren Gehalt an den Problemmetallen Zink, Cadmium und Blei.

Die Gegenüberstellung der ermittelten Werte mit den Toleranzgrenzen nach ÖNORM S 2022 ("Gütekriterien für Müllkompost") zeigt für Cadmium und Blei wesentliche Überschreitungen der Toleranzgrenzen.

Aufgrund der hohen Schwermetallgehalte ergibt sich laut Mitteilung des Amtes der Kärntner Landesregierung die Forderung, für den in den Hauptwindrichtungen (Ost und West) liegenden Raum um das Werksgelände der BBU von der – in den Hausgärten von Arnoldstein häufig praktizierten – Kompostierung von Gartenabfällen dringend abzuraten.

Folgemaßnahmen und –untersuchungen

1. Als erster Schritt zur Verbesserung der Situation wurde der betroffenen Bevölkerung nach Bekanntwerden der Situation von seiten der Marktgemeinde Arnoldstein ab Juni 1992 der Austausch des Bodens von Gemüsebeeten angeboten. Dieser Bodentausch wurde von etwa 150 Haushalten in Anspruch genommen und mittlerweile durchgeführt.
2. Um die Frage zu klären, ob auf Grund der Ergebnisse der Studie auch aus human-toxikologischer Sicht Maßnahmen für die Bevölkerung notwendig sind, wurden im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung folgende epidemiologische Untersuchungen durchgeführt:

- *Untersuchungen von Blutproben auf Blei- und Cadmiumgehalte:* Die Ergebnisse zeigen, daß zumindest ein Teil der Bevölkerung von Arnoldstein und Umgebung höher bleibelastet ist als die sonstige Bevölkerung Mitteleuropas. Die Bleibelastung wird bei der Gruppe der aktiven Arbeiter und der ehemaligen Arbeiter im wesentlichen durch direkten Kontakt mit Blei im Werk hervorgerufen. Bei den sonstigen Erwachsenen, Jugendlichen und Kindern ist nachweisbar eine erhöhte Bleikontamination nur im Bereich bis etwa 1 km um das Werk festgestellt worden.

Hinweise, daß vom Werk eine Cadmiumbelastung für die Arbeiter oder die Allgemeinbevölkerung ausgeht, haben sich nicht ergeben.

- *Untersuchung von Muttermilchproben auf Bleigehalt und Untersuchung von Urinproben auf Arsengehalt:* Aufgrund dieser beiden Untersuchungen ergeben sich keine Hinweise auf erhöhte Belastungen.
- *Untersuchung von Milchzähnen von Kindern auf Bleigehalt:* Die Ergebnisse bestätigen im wesentlichen jene der Blut-Blei-Untersuchung bei Kindern.

3. Im Zusammenhang mit einem wasserrechtlichen Verfahren hat die Montanuniversität Leoben im Auftrag der Bleiberger Bergwerks Union i.L. im Jahr 1992 die "Umweltstudie Industriestandort Gailitz/Arnoldstein" als Amtsgutachten erstellt.

In der Beschreibung der Bodensituation wird klar ausgesprochen, daß in unmittelbarer Umgebung des Werkes die Metalle Blei, Zink, Arsen und Cadmium zum Teil eine deutliche Überschreitung diverser Boden-Grenz- und Richtwerte aufweisen. Aufgrund des akkumulierenden Charakters von Bodenbelastungen durch anorganische Elemente ist besonders der älteste Industriebereich und seine unmittelbare Umgebung sehr stark belastet.

Weiters steht im Maßnahmen-Rahmen der Studie der Hinweis, daß "vorsorglich die Windverfrachtung von Stäuben und der Bodenkrume durch dichte Begrünung des übrigen Werksgeländes, vorwiegend im Bereich östlich der Gailitz zu verhindern ist".

4. Weiters wurde in Zusammenarbeit zwischen Medizinern und dem Geotechnischen Institut/Arsenal der Bleigehalt in Haarproben von Kindern ermittelt. Im Vergleich zu anderen Orten in Kärnten zeigte sich für den Raum Arnoldstein eine hoch signifikante Erhöhung der Bleigehalte.
5. Auf Initiative der zuständigen Landesräte wurde der Bevölkerung ermöglicht, Obst und Gemüse auf Blei- und Cadmiumgehalt untersuchen zu lassen.

Bei 152 der insgesamt 258 Proben lagen die ermittelten Gehalte an Blei und Cadmium unter den jeweils gültigen Richtwerten. 45 Proben zeigten Überschreitungen sowohl des Blei- als auch des Cadmium-Richtwertes, bei 35 Proben lag nur der Bleigehalt und bei 26 Proben nur der Cadmiumgehalt über dem jeweils gültigen Richtwert.

Die häufigsten Überschreitungen traten bei Beerenobst (rote, schwarze Ribisel, Stachelbeere), die geringsten bei Sproßgemüse auf (z.B. Spargel, Karfiol). Beerenobst ist beispielsweise wesentlich höher mit Blei kontaminiert als Kern- und Steinobst; die große Mehrheit der Beeren weist Bleigehalte über dem Richtwert auf.

Überschreitungen des Cadmium-Richtwertes um das zehnfache und darüber wurde nur bei Küchenkräutern festgestellt. Wie bei Blei besteht auch ein signifikanter Unterschied zwischen den Cadmium-Gehalten in Beerenobst und den übrigen Obstarten.

6. Vom Umweltbundesamt wurde schon mehrmals vorgeschlagen, auch Pflanzenversuche unter vergleichbaren und definierten Bedingungen durchzuführen. Dadurch könnten repräsentative Aussagen für das Untersuchungsgebiet getroffen werden, inwieweit die Nutzung für bestimmte Nahrungs- bzw. Futterpflanzen möglich ist. Weiters ließe sich erarbeiten, welche Rolle der Luft- bzw. Bodenpfad bezüglich der Kontamination von Nahrungsmitteln mit Schwermetallen unter definierten Vorgaben spielt.

Heavy metals in soil samples from the Arnoldstein area (Carinthia) **(Abstract)**

Since the 15th century the environment of the Arnoldstein area (Province of Carinthia) has been severely affected by the emissions of metal smelting works. The main pollutants emitted were sulphur dioxide and heavy metals; in the recent past, emissions have been reduced considerably by using several technical improvements (filters, etc.).

The present report contains the results of investigations by the Austrian Federal Environmental Agency of soil samples taken from private gardens, play- and sport grounds around the plants, which showed high concentrations of zinc, cadmium, lead and other heavy metals. The results of these investigations and the recommendations of the Federal Environmental Agency induced the local authorities to take emergency measures (e.g. replacement of the upper soil layer in private gardens and on children's playgrounds, recommended abstention from composting in private gardens) and to organize medical checks of the population – esp. children – living close to the plants. The present report also includes the recommendations made by the Federal Environmental Agency and the main results of supplementary investigations.

1 EINFÜHRUNG

In den letzten Jahren hat das Zutagetreten von bereits für den Bürger erkennbaren ökologischen Schäden allgemein zu einem Umdenken geführt. Auch einer breiten Öffentlichkeit ist es nunmehr bewußt, daß vielfältige Maßnahmen notwendig sind, um weitere Schädigungen des Naturhaushaltes zu vermeiden. Ebenso auch, daß danach getrachtet werden muß, bereits eingetretene Beeinträchtigungen zu sanieren oder zu kompensieren. Manche Eingriffe haben schon zu derartigen Schädigungen des Naturhaushaltes geführt, daß sie nicht mehr rückgängig gemacht werden können.

1.1 Allgemeines

Eine Folge der fortschreitenden Industrialisierung sind rasch ansteigende Mengen industrieller Abfälle, die zum Teil hochgiftig und nur schwer auf schadlose Weise zu beseitigen sind.

Schwermetalle sind in den bodenbildenden Gesteinen in mehr oder weniger hohen Konzentrationen enthalten und somit natürlicher Bestandteil unserer Böden.

Diese natürlichen Schwermetallkonzentrationen werden jedoch in industrialisierten Gebieten durch anthropogene Einflüsse überlagert. Zink, Cadmium und Blei kommen in diesen Gebieten generell in erhöhtem Maße im Oberboden vor (KUNTZE et al. 1991; SPÄTE 1992). Neben der Frage nach der geogenen bzw. anthropogenen Herkunft der Schwermetalle sind es vor allem verschiedene chemische, physikalische und biologische Bodenbedingungen, die für deren Mobilität von Bedeutung sind (SPÄTE 1992).

Durch den Abbau, die Verhüttung sowie die Aufarbeitung schwermetallhaltiger Erze und sonstiger Produkte werden Schwermetalle bzw. deren Verbindungen in Form von Emissionen freigesetzt. Bei ihrer Ausbreitung spielen, abgesehen von der Emissionsintensität und den meteorologischen Verhältnissen, vor allem die Größe und das spezifische Gewicht der Partikel, aber auch die topographischen sowie orographischen Gegebenheiten eine bedeutende Rolle.

Die jahrhundertealte Tradition der Erzverhüttung und -verarbeitung an ursprünglich verschiedenen Standorten im Raum Arnoldstein hat dort unzweifelhaft ihre Spuren in der Umwelt hinterlassen. Insbesondere deswegen, da sich Schwermetalle im Boden anreichern können, und somit auch geringfügige Einträge über längere Zeiträume zu Problemen führen können.

Die Belastung des Menschen mit Schwermetallen erfolgt im wesentlichen über zwei Wege:

- die direkte Aufnahme von kontaminiertem Staub bzw. Boden durch Einatmen (Inhalation) und Aufnahme über den Mund (Ingestion);
- die indirekte Aufnahme durch kontaminierte Nahrungsmittel. Nahrungs- und Futterpflanzen nehmen einerseits Schwermetalle aus dem Boden über die Wurzeln auf, andererseits werden Schwermetalle mit dem Staub auf der Pflanzenoberfläche deponiert.

1.2 Problemstellung

Die Schadwirkung von Schwermetallen ist weitgehend von ihrer Bindungsform und den Bodeneigenschaften abhängig. Weiters wird ihre Verfügbarkeit für Pflanzen und die Gefahr ihrer Auswaschung ins Grundwasser von verschiedenen Bodeneigenschaften (z.B. pH-Wert, Kationenaustauschkapazität, Gehalt an organischer Substanz) sowie von ihrer Konzentration selbst bestimmt.

Die Wirkung der Schwermetalle auf den menschlichen Organismus ist unterschiedlich. Viele Schwermetalle (z.B. Kupfer und Zink) sind essentiell, d.h. lebensnotwendig, und entfalten ihre biologisch zweckmäßige Wirkung in einem bestimmten Konzentrationsbereich. Allerdings haben sowohl Unter- wie auch Überschreitungen dieser Mengen Gesundheitsstörungen zur Folge. Andere hingegen, wie beispielsweise Blei und Cadmium, haben keine ernährungsphysiologische Bedeutung. Ihre Anwesenheit ist mit der Möglichkeit einer gesundheitlichen Schädigung verbunden. Sie werden auch als toxische Schwermetalle bezeichnet.

1.3 Zielsetzung

Im April 1990 wurde das Zentrum für Umwelt- und Naturschutz an der Universität für Bodenkultur, Wien, vom Amt der Kärntner Landesregierung beauftragt, eine stichprobenartige Erhebung über die Belastung von Böden und Gemüsepflanzen in privaten Gärten durchzuführen. Gegenstand dieser Untersuchung war die Ermittlung der Belastung durch die Schwermetalle Zink, Cadmium, Blei und Kupfer. Das Ergebnis zeigte, daß auf allen Probestellen hohe Belastungen bezüglich Zink, Cadmium und Blei und bei einem Teil der Flächen auch hinsichtlich Kupfer vorliegen.

Weiters wurde vom Amt der Kärntner Landesregierung im Dezember 1991 ein Gutachten (AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG 1991) vorgelegt, welches die Emissionssituation der Betriebsanlagen und die Immissionen des Industriestandortes Gaillitz-Arnoldstein bezüglich Zink, Cadmium, Blei und Schwefeldioxid beschreibt.

Das Amt der Kärntner Landesregierung hat im Jänner 1991 das Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie um eine Stellungnahme bezüglich der vorhandenen Angaben über die Schwermetallbelastung der Böden im Raum Arnoldstein ersucht. Diese Stellungnahme wurde vom Umweltbundesamt ausgearbeitet. Darin wurde festgehalten, daß für eine detaillierte Aussage über eventuell notwendige Maßnahmen eine flächendeckende Untersuchung sowohl der Garten- als auch der Spiel- und Sportplatzböden durchgeführt werden muß.

Ziel der vorliegenden Studie war es daher, die Garten-, Spiel- und Sportplatzböden im Raum Arnoldstein hinsichtlich ihrer Belastung mit den Elementen Zink, Cadmium, Blei und Kupfer zu beurteilen und gegebenenfalls Sanierungsmaßnahmen vorzuschlagen.

In Ergänzung zur Bodenuntersuchung wurden die Betroffenen befragt, welche Methoden der Bodenverbesserung in den Gärten angewandt werden. Das Ergebnis der Befragung ist, daß die Eigen-Kompostierung (Küchenabfälle, Laub, Staudenschnitt, Rasenschnitt) in den untersuchten Gärten einen hohen Stellenwert hat. Da sich jedoch aufgrund der Ablagerung von metallhaltigen Stäuben auf den oberirdischen, bzw. durch die Verwendung kontaminierter unterirdischer Pflanzenteile Schadstoffe im Kompost anreichern können, kann es zu einer Verstärkung der Schwermetallproblematik in Gartenböden kommen.

2 INDUSTRIEGESCHICHTE

2.1 Vorläuferbetriebe der Bleiberger Bergwerks Union (BBU) im Raum Arnoldstein (LINDSBERGER 1992)

1. Schrotfabrik Simon Wallner

In dieser Fabrik, die 1814 an einer Sandbank am rechten Ufer der Gailitz nur wenige Meter südlich der Kirche Maria Gailitz erbaut wurde, wurde Blei zu Bleischrot verarbeitet. Auf der Schrotgußhütte befand sich ein Schmelzkessel, aus dem flüssiges Schrotgut heruntergegossen wurde (25 m hoher Schroturm). In der Fabrikshalle standen vier Schmelzöfen, in welchen das Blei zu Schrotgut verschmolzen wurde. Als Brennmaterial benötigte die Fabrik jährlich etwa 70 Klafter Brennholz (etwa 240 Festmeter).

In der Wallnerschen Fabrik wurde Blei aus Bleiberg und Raibl verwendet.

Simon Wallner stellte während der Industrieausstellung in Klagenfurt 1838 Schrote, Minium und eine gemahlene Glätte aus, die es im Handel noch nicht gab. Auf Grund der "vorzüglichen Ware" und der "gemeinnützigen Artikel", die Wallner produzierte, erhielt er eine Auszeichnung in Bronze. Der Bericht über die Ausstellung meldet über die Fabrik Wallners weiter: "Der ausgedehnte Betrieb dieser Anstalt ist weiters unbekannt, darum vermisst die Kommission mit Leidwesen nähere Daten, die sie in den Stand gesetzt hätte, noch mehr Empfehlenswertes über dieses Etablissement zu sagen".

2. Bleiweißfabrik

Während der Jahre 1895 – 1899 wurde am Standort 2 eine Bleiweißfabrik betrieben. Für die Erzeugung von Bleiweiß wurde ein elektrolytisches Verfahren entwickelt, das allerdings wirtschaftlich und technisch nicht erfolgreich war.

3. Hammerwerk und Bleischmelze in Maglern

In der Gemeinde Maglern – Ortsteil Maglernfeld – westlich des Gailitzmäanders wurde ein Hammerwerk und ein Bleischmelzofen betrieben (etwa 1750 – 1890).

4. Bleiglätte und Miniumfabrik Sebastian Mayer

Bereits 1797 wurde mit bescheidenen Mitteln eine Glättebrennerei errichtet. Die eigentliche Fabriksgründung geht auf das Jahr 1803 zurück. Die Fabrik lag "eine kleine Viertelstunde von der Poststation und dem Orte Arnoldstein in Südwest" direkt an der Gailitz. Die jährliche Produktion betrug 5.000 Zentner. Der jährliche Ausstoß an Minium betrug etwa 700 Zentner. Abnehmer für Glätte und Minium waren vor allem venezianische Glasperlenerzeuger.

Es gibt Hinweise, daß über die Asche der Herde und bei der Verladung des fertigen Miniums eine beträchtliche Menge Blei emittiert wurde.

Auf der Industrieausstellung 1838 in Klagenfurt präsentierte Sebastian Mayer seine Bleiprodukte (gewöhnliche, fein gesiebte und Flinzer-Glätte). Für seine "schönen, im Handel sehr gesuchten Fabrikate" wurde er mit einem Diplom ausgezeichnet (VEREIN ZUR BEFÖRDERUNG UND UNTERSTÜTZUNG DER INDUSTRIE UND DER GEWERBE IN INNER-ÖSTERREICH, 1839).

5. Vorläufer der BBU – Alois Heinrich Wallner

Aus einem Schreiben der Grund- und Bezirksamkeit Arnoldstein an das Kreisamt Villach erfahren wir Wesentliches über den Bau eines neuen Fabriksgebäudes in Gailitz durch Alois Heinrich Wallner (Bestand Kreisamt Villach, Nr. 634, Kärntner Landesarchiv). Ursache des Schreibens war eine Beschwerde der Nachbarschaften Gailitz und Arnoldstein gegen die in der "Gailitzer Aue" errichtete Fabrik.

Am 17. Oktober 1837 erhielt Alois Heinrich Wallner ein 15 Jahre laufendes, ausschließliches Privileg auf seine Erfindung "Mineralien und Metalloxide auf das Schnellste in den feinsten Staub zu verwandeln," verliehen (Bestand Kreisamt Villach, Nr. 659, Kärntner Landesarchiv). Zuvor hatte Wallner allerdings einige Hürden nehmen müssen. So erhob die Medizinische Fakultät Wien in ihrem Gutachten vom 12. Juni 1837 Bedenken gegen die von Wallner konstruierte Maschine und kritisierte dabei vor allem den hohen Staubaussstoß. Erst nachdem Wallner Änderungspläne vorgelegt hatte, erteilte die Fakultät ihre Zustimmung unter dem Hinweis, daß "dem Bittsteller dennoch die nötige Umsicht zur Verhütung der Verstaubung giftiger Pulver, wie z. B. Bleiglätte, nachdrücklich anzuempfehlen" sei. Daher wies auch das Gubernium Laibach in einem Schreiben vom 2. November 1837 das Kreisamt Villach ausdrücklich an, darauf zu achten, daß sich Wallner exakt an die eingeschickten Konstruktionspläne zu halten habe, damit die Belastung der Umwelt durch die neue Maschine möglichst gering bleibe.

Wallner hatte mit dem Bau des Gebäudes begonnen, nachdem ihm mit Zustimmung der berechtigten Nachbarn das Bezirksamt die Bewilligung zur Errichtung einer Schwertgutmühle erteilt hatte. Im September 1836 erhielt er die Berechtigung zur Fertigung von Bleifarben mit der Auflage, daß er diese Produkte nur in der in der "Gailitzer Aue" gelegenen neuen Fabrik erzeugen dürfe. Wallner stellte das Gebäude 1836 fertig und richtete sie zur Bleifarbenproduktion ein. Im Juni 1838 traf eine Beschwerde der Nachbarschaften unter Führung von Oberrichter Joseph Mayr beim Bezirksamt ein. Darin wurde die Abtragung des Gebäudes verlangt, da Wallner seine Baubewilligung wesentlich überschritten habe. Außerdem sei er mit dem Weg und einem kleinen Kanal vom Bauplan abgewichen. Da es sich beim benutzten Terrain um "freies Eigentum der Nachbarschaften Gailitz und Arnoldstein" handle, müsse Wallner als "unredlicher Bauführer" erscheinen, der eine "eigenmächtige Besitzergreifung" vorgenommen hätte. Das Bezirksamt wies jedoch die Beschwerde ab und legte die dafür maßgeblichen Gründe auch dem übergeordneten Kreisamt dar:

Der Bauverhandlung hatten alle berechtigten Nachbarn zugestimmt. Insbesondere jene Gemeindevorstände, die später die Beschwerdeführer bildeten, bezeichneten 1835 das betroffene Gelände ("Gailitzer Aue") als "wertloses, aus Steingerölle und Gesträuch bestehendes Terrain." Das von Wallner erbaute 20 Klafter lange und 6 Klafter 3 Fuß breite (38m Länge, 13m Breite) Hauptgebäude entsprach ebenso wie das Wohngebäude dem genehmigten Bauplan. Auch der Einwand gegen die Errichtung der Bleifarbenfabrik sei haltlos, da Wallner eine diesbezügliche Berechtigung bereits am 3. September 1836 erhalten hatte.

2.2 Die Bleiberger Bergwerks Union in Arnoldstein

Die Bleiberger Bergwerks Union (BBU) hat die Industrielandschaft in Arnoldstein maßgeblich geprägt. Dieses Unternehmen wurde 1867 in Bleiberg gegründet. Es setzte damit die traditionellen Bergbauaktivitäten in Bleiberg, die im 15. Jahrhundert ihre erste Blütezeit erreichte, fort. Wie bedeutend der Standort Bleiberg im 16. und 17. Jahrhundert war, zeigt sich daran, daß auch die Familie Fugger aus Augsburg ebendort zahlreiche Unternehmungen betrieben hat.

Im Jahre 1882 wurde von der BBU in Arnoldstein/Gailitz ein Verhüttungsbetrieb eingerichtet, der für eine Jahreskapazität von 1.000 bis 1.500 t Blei ausgelegt war. Diese Anlage wurde mit einem Kondensationsapparat zur Staubreinigung ausgestattet. An diesen Produktionsstandort wurden sodann alle Hüttenaktivitäten verlegt. Bis auf zwei kurze Unterbrechungen ist dieses Unternehmen seither ständig in Betrieb. Im Laufe der Zeit hat die BBU ihre Betriebsstätte den jeweiligen Erfordernissen des Marktes angepaßt und dazu weitere Produktionslinien aufgebaut:

- 1905 – 1912 Vergrößerung der Gailitzer Hütte
- 1922 Einbau einer Elektrofilteranlage
- 1923 – 1929 Betrieb der Gailitzer Farbenwerke (Bleiweiß und Bleizucker)
- 1926 Einbau von Plattenelektrofiltern, Errichtung des Kamins (Werksschlot)
- 1934 Beginn der Erzeugung von Lithoponen (Zink- und Bariumsulfate für Farben)
- 1946 Verstaatlichung der BBU
- 1947 Aufnahme der Bleialtmaterial-Umarbeitung
- 1950 – 1952 Inbetriebnahme der Lithopone-Fabrik und der Zink-Rösthütte bzw. der Schwefelsäure-Fabrik, Erzeugung von Oleum
- 1955 Inbetriebnahme der Zinkhütte und der Zinkelektrolyse
- 1961 Erste Herbstkampagne der Superphosphat-Produktion
- 1963 – 1964 Aufnahme der Produktion von Stabilisatoren für PVC (vornehmlich Metallstearate)
- 1968 Einbau der Textilfilter
- 1987 Errichtung einer Rauchgasentschwefelungsanlage (REA). Seit 1989 stabiler Betriebszustand
- 10.1.1992 Liquidation der BBU (BBU i.L.).

Seit 1989 wurden im Industriestandort Arnoldstein/Gailitz im Zuge eines Sanierungskonzeptes zahlreiche Tochtergesellschaften gegründet und privatisiert:

- *Chemson Polymer Additive GesmbH (CSA)*

Der Produktionsbereich dieser Gesellschaft umfaßt die Anlagen zur Herstellung fester Stabilisatoren für die Kunststoffindustrie und die Abteilung Industriechemikalien. Zu 100 % privatisiert.

– *BBU–Rohstoffgewinnungs GesmbH (BRG)*

Sie betreibt die im Eigentum der der BBU verbliebenen Bergbaubetriebe Bleiberg/Kreuth sowie die Zinkhütte in Arnoldstein. Aus wirtschaftlichen Gründen wurde im Herbst 1991 die Laugerei und Zinkelektrolyse stillgelegt. D.h., daß zur Zeit noch die Rösthütte mit dem Wirbelschichtofen und der Schwefelsäurefabrik und die Rückständeranlage mit den Dörschelöfen und der Rauchgasentschwefelungsanlage (Flüssig-SO₂-Gewinnung) in Betrieb sind. Mit Ende des Bergbaues Ende 1993 sollen all diese Anlagen stillgelegt werden.

– *BBU–Metalle GesmbH (BMG)*

Diese Gesellschaft betreibt die Bleihütte, in welcher sulfidische Rohstoffe (Primärrohstoffe: Bleierzkonzentrate) (Einstellung 1994 geplant) und Sekundärrohstoffe (Akkuschrott bzw. Akkufeln, Grauschlacke, Schlämme und Krätzen etc.) verarbeitet werden. Außerdem befaßt sie sich mit dem gesamten Metallhandel und –vertrieb. Umfangreicher Hüttenumbau auf Sekundärhütte ist geplant. Mehrheitlich privat.

– *BBU–Industrietechnik und Service GesmbH (BIG)*

Sie nimmt die Serviceleistungen im Rahmen des Industrieparkes Arnoldstein für die angesiedelten Schwestergesellschaften wahr und ist im Maschinen– und Anlagenbau tätig. Diese Gesellschaft wurde zu 100 % privatisiert.

– *EURO NOVA*

Die Idee des EURO NOVA–Industrie– und Gewerbeparks Dreiländereck GmbH. in Arnoldstein ist es, den bisher mit der Erzverarbeitung betraut gewesenen Standort der BBU in Arnoldstein/Gailitz neu zu gestalten, zu erweitern und mit zukunftsorientierten Strukturen auszustatten. Es soll dies ein Modellfall dafür sein, für neue Betriebe nicht auf der "grünen Wiese" neue Natur zu verbrauchen, sondern eben einen bereits "vorhandenen" Standort für diese Zwecke zu revitalisieren und die Infrastruktur zu nutzen und zu ergänzen.

Alle Betriebe bis auf die BBU–Rohstoffgewinnungs GesmbH (BRG) und die Rauchgasentschwefelungsanlage (REA) unterliegen hinsichtlich ihrer Betriebsberechtigung der Gewerbeordnung 1973. Mit Erlaß des Bundesministers für wirtschaftliche Angelegenheiten vom 2.10. 1989, GZ. 30.533/22–III/1/89 wurde die Zuständigkeit hinsichtlich der Anlagen neu geregelt, die der BRG zugehören. Mit obzit. Erlaß ist festgelegt worden, daß alle Betriebsanlagen und Betriebsanlagenteile, die der BRG zugehören, ab sofort in die Zuständigkeit der Bergbehörde (Berghauptmannschaft Klagenfurt) einschließlich der Rauchgasentschwefelungsanlage (REA) fallen.

3 UMWELTRELEVANTE UNTERSUCHUNGEN IM RAUM ARNOLDSTEIN

3.1 Lufthygienische Modellstudie

Schwefeldioxid (SO_2) wird schon seit zwei Jahrzehnten als Indikator für Beeinträchtigungen der Luftqualität durch industrielle und andere Verbrennungsprozesse, in denen fossile Brennstoffe eingesetzt werden, herangezogen. SO_2 ist von ausschlaggebender Bedeutung für schädliche Beeinflussungen für Menschen, aber auch Tiere und in besonderem Maße für Pflanzen.

In der "Lufthygienischen Modellstudie für das Bundesland Kärnten" wurde erstmals über den Istzustand der Luftqualität dieses Bundeslandes berichtet (AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG 1978). Aufgrund der Tatsache, daß der Raum Arnoldstein besonders stark durch SO_2 belastet ist, wurde für diesen Raum eine Detailuntersuchung veranlaßt (AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG 1979).

3.2 Immissionsökologisches Projekt Arnoldstein

Gestützt auf bereits vorliegende Meßergebnisse über Immissionsbelastungen hat sich 1975 die Abt. 19 des Amtes der Kärntner Landesregierung an die Universität für Bodenkultur gewandt, um die Auswirkungen der verschiedenen im Raum Arnoldstein auftretenden Immissionen auf die dortige Land- und Forstwirtschaft zu untersuchen und geeignete Abhilfemaßnahmen vorzuschlagen. Die Bearbeitung des immissionsökologischen Projektes wurde einem interdisziplinären Team von Wissenschaftlern unter der Leitung von G. Halbwachs übertragen (HALBWACHS 1982).

Für die Erhebung meßtechnischer Daten wurden entsprechende SO_2 - bzw. meteorologische Meßstationen eingerichtet und während des Zeitraumes November 1975 – März 1977 beobachtet. Die Erfassung der SO_2 -Emissionen erfolgte mittels Bleikerzenmethode bzw. dauerregistrierender Meßinstrumente. Zur Erfassung der meteorologischen Parameter wurden mehrere Meßstellen eingerichtet. Die Bearbeitung der erhobenen Meßdaten sowie deren Begutachtung erfolgte durch W. Kofler, Institut für Hygiene der Universität Innsbruck. Kofler stellte fest, daß die Emissionen der BBU bestimmend sind für den gesamten Untersuchungsraum im Gailtal. Dies gilt für alle Jahreszeiten und bis in etwa 800 m Seehöhe (AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG 1979).

Schwerpunkte der mehrjährigen Untersuchungen waren:

Untersuchung land- und forstwirtschaftlich genutzter Böden auf ihren Gehalt an den Schwermetallen Cadmium, Blei, Zink und Kupfer und Nährstoffen

Insgesamt wurden 38 landwirtschaftliche Versuchsflächen und 58 forstliche Probestellen untersucht. Die räumliche Ausdehnung erstreckte sich von Feistritz im Westen bis zum Faaker See im Osten. Da die landwirtschaftlichen Versuchsflächen nicht im Einflußbereich der verkehrsreichen Bundesstraßen lagen, war eine Kontamination mit Blei aus den Kfz-Abgasen auszuschließen. Die stark erhöhten Gehalte an Zink, Cadmium, Blei und Kupfer sind somit auf die Emissionen des Verhüttungsbetriebes zurückzuführen. Mit zunehmender Entfernung ist eine Abnahme der Schadstoffgehalte zu beobachten.

Erhebungen der Standort- und bodenkundlichen Situation der Waldböden

In den Böden wurden konzentrisch um das Werk der BBU zonierte Anreicherungen mit Blei, Cadmium, Zink und Kupfer nachgewiesen. Insbesondere bei Blei und Zink wurden in den obersten Bodenhorizonten sehr hohe Werte erreicht, in unmittelbarer Werksnähe bis über 10.000 bzw. 2.000 ppm. Die Immissionszone erstreckt sich entlang der Talachse weit in Ost-Westrichtung. Während der Bereich erhöhter Spiegelwerte bei Kupfer klar umgrenzt ist, reicht dieser bei Blei über das Beobachtungsnetz hinaus; selbst westlich des Faaker Sees wurden noch Bleikonzentrationen von über 500 ppm gemessen.

Bezüglich der vertikalen Verteilung der Schwermetalle im Bodenprofil wurde festgestellt, daß die höchsten Konzentrationen auf den Auflagehumus beschränkt sind. Sie nehmen bereits in den obersten Zentimetern des Mineralbodens rasch ab.

Untersuchung des Grünlandaufwuchses auf seinen Gehalt an den genannten Schwermetallen

Einer besonders hohen Belastung durch die Schwermetalle Zink, Blei und Cadmium sind die westlich des Werkes auf dem Stossauer Hügel gelegenen Flächen ausgesetzt. Hier traten im unmittelbaren Einflußbereich der Emissionsquelle bis zu einer Entfernung von etwa 0,7 Kilometer vom Werk Zink- und Cadmium-Gehalte auf, die die phytotoxischen Grenzwerte überschreiten bzw. erreichen. Östlich des Werkes erstreckt sich der stark geschädigte Bereich bis auf etwa einen Kilometer.

Die Kräuter, teilweise auch die Kleearten, enthalten bedeutend höhere Gehalte an Blei, Zink und Cadmium als die Gräser. Abgesehen von den Staubniederschlägen als Ursache für die hohen Schwermetallgehalte der Grünlandpflanzen im Immissionsbereich der BBU kommt der Aufnahme aus dem stark kontaminierten Boden eine erhebliche Bedeutung auch für den Blei-Gehalt zu.

Untersuchung der Ertragsleistung von Grünlandflächen in Abhängigkeit von der Entfernung zur Emissionsquelle während der Jahre 1976 – 1978

Unabhängig davon wurde geprüft, ob durch Düngungsmaßnahmen sowie durch Umbruch und Neuansaat sehr stark belasteter Flächen die Ertragsleistung des Grünlandes im Einflußbereich des Werkes Arnoldstein verbessert werden kann. Trotz einer positiven Wirkung von zusätzlichen Düngungsmaßnahmen auf die Ertragsleistung von rauchgasgeschädigten Grünlandbeständen konnten durch die gesetzten Maßnahmen die Erträge bis auf etwa einen Kilometer vom Werk nicht auf das Ertragsniveau der vom Werk weiter entfernten Flächen gehoben werden.

Bodenbiologische und bodenökologische Untersuchungen

Die dreijährigen Untersuchungen des Bodenlebens im Raum Arnoldstein ergaben eine qualitative und quantitative Verminderung mit zunehmender Annäherung an die Emissionsquelle. Die Zusammenhänge zwischen Schadstoffakkumulation und Veränderung in Bodenfauna und Bodenmikroflora waren zu verschiedenen Jahreszeiten verschieden deutlich erkennbar. Die bodenbiologischen Untersuchungsergebnisse zeigen, daß die Schädigung des Bodens durch die Exhalation sehr nachteilig ist und über eine biologische Selbstreinigungskraft des Bodens allein nicht ausgeglichen werden kann.

3.3 Untersuchung von Pilzen auf Blei und Cadmium

Im Rahmen einer Diplomarbeit wurde im Jahre 1979 eine Untersuchung über die Schwermetallbelastung von Pilzen und den dazugehörigen Böden – unter anderem im Nahbereich der Bleiberger Bergwerks Union in Arnoldstein – durchgeführt. Die Ergebnisse lassen sowohl für die Pilz- wie auch die Bodenproben extrem hohe Blei- und Cadmiumkonzentrationen erkennen (DOLISCHKA 1980).

3.4 Entwicklung von Fichtenaufforstungen unter starkem Immissionseinfluß

Das Hauptinteresse der Untersuchungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt im Rahmen des interdisziplinären Projektes lag vornehmlich darin, die Auswirkungen von Immissionen auf Altbestände zu untersuchen. Nun liegen auch Ergebnisse vor, inwieweit die Entwicklung von Fichtenaufforstungen unter starken Immissionen beeinflusst werden (NEUMANN 1991). Es wurde geprüft, ob sich aus der verschiedenen Entfernung zum Werk ein Belastungsgradient ergibt, mit welchen Parametern dieser am deutlichsten zu belegen ist und wieweit daraus auch Unterschiede in der Wachstumsleistung resultieren. Weiters wurde untersucht, inwieweit sich die in den vergangenen Jahren werkseitig durchgeführten Maßnahmen der Emissionsreduktion sowohl in Hinblick auf die Immissionsbelastung als auch in den bodenkundlichen Befunden und der Entwicklung der Pflanzen auswirken.

Die Auswertung der Luftmeßdaten sowie der Nadel- und Bodenanalysen belegen die Immissionssituation im Raum von Arnoldstein und bestätigen die Ergebnisse früherer Untersuchungen. Durch die unterschiedliche Distanz zwischen den drei Versuchsgärten, die westlich des Werkes auf dem Moränenrücken des "Stossauer Hügels" in ca. 1 bis 2 Kilometer von der Emissionsquelle liegen, ergaben sich sowohl deutliche Belastungsunterschiede in den untersuchten Parametern Schwefel, Blei und Cadmium in den Nadeln als auch bezüglich Blei, Kupfer und Zink im Boden.

Im Jahr 1990 erbrachten Bodenanalysen im obersten Horizont (A-Horizont) Bleigehalte zwischen 2.500 mg/kg TS in ein Kilometer Entfernung und 500 mg/kg TS in zwei Kilometer Entfernung vom Werk. Auch der niedrigere Wert liegt um das 3-fache über den im Rahmen der Waldbodenzustandsinventur bisher gefundenen Maximalwerten.

Trotz der werkseitig veranlaßten Emissionsreduktion seit 1987 werden im untersuchten Gebiet auch die gesetzlich festgelegten Grenzwerte von Schwefel in Fichtennadeln noch überschritten. Auch die Gehalte an Blei und Cadmium in den Nadeln lagen um ein Vielfaches höher als in allen bekannten Literaturangaben.

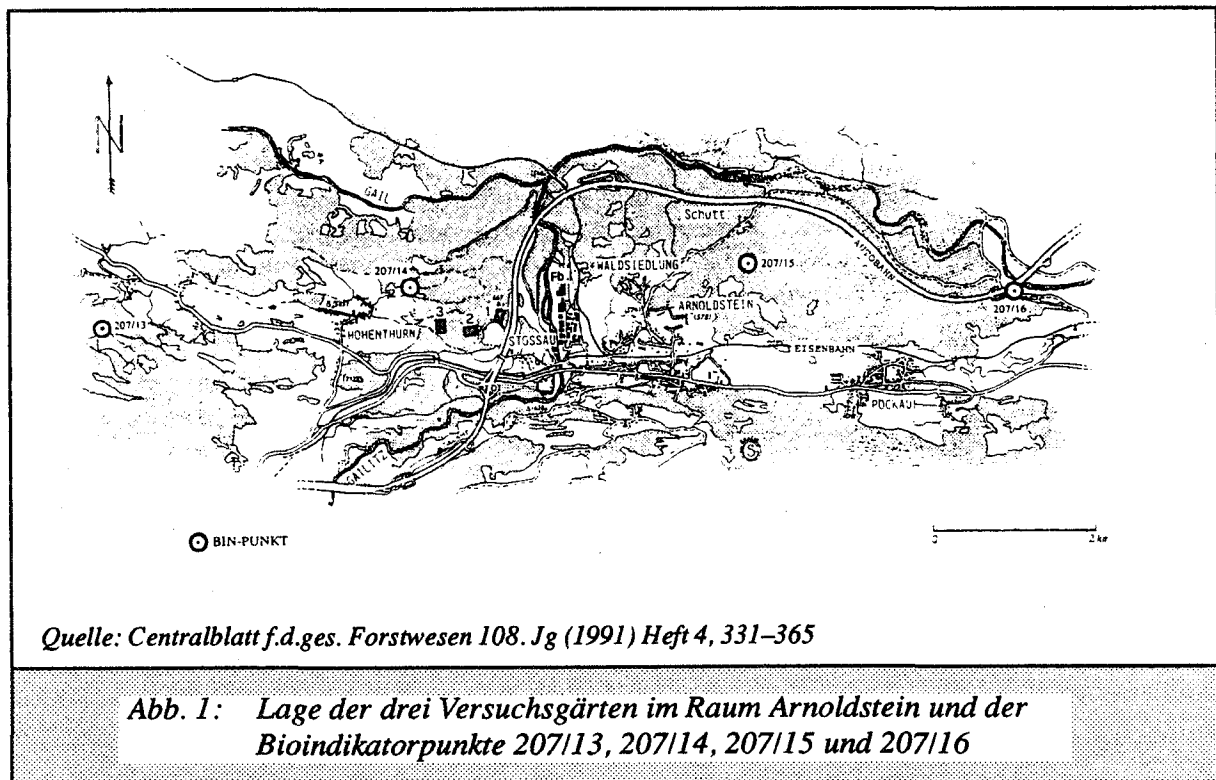
Die Zuwachstleistung auf dem werkfernsten Garten ist innerhalb der ersten zwanzig Jahre trotz Immissionseinwirkung nicht negativ beeinflusst, sondern im Gegenteil außerordentlich hoch. Auf den anderen beiden Versuchsgärten ist das Wachstum deutlich beeinträchtigt, auf dem werk nächsten Garten haben außerdem nur mehr 1 % der ursprünglich gesetzten Fichtenpflanzen überlebt.

Der Versuch, von resistent erscheinenden Fichten des Gebietes selbst Pfropfreiser zu gewinnen, brachte zwar interessante Ergebnisse, die Verwendung derartiger Pfropfreiser für Aufforstungen in der Praxis scheint jedoch – nicht nur aus Kostengründen –

ausgeschlossen. Die Eignung anderer Baumarten muß noch länger beobachtet werden, um gesicherte Resultate zu liefern.

Im Rahmen dieser Untersuchungen konnte der äußere Rand der Immissionseinwirkung nicht gefunden werden, weil der Immissionseinfluß über den werkfernsten Versuchsgarten hinausreicht.

Zur Erhebung der forstschädlichen Luftverunreinigungen wurde 1983 österreichweit mit der Einrichtung eines Bioindikatornetzes begonnen. Dazu wurden allein in Kärnten über 200 Probepunkte (BIN-Punkte) festgelegt, vier davon befinden sich zwischen zwei und drei Kilometer Entfernung vom Werk (vgl. Abb. 1).



Über die Bestimmung des Schwefelgehaltes in Fichtennadeln – was jährlich an den selben Probepunkten (je zwei Fichten) geschieht – kann der Nachweis der Immissionsbelastung der Wälder durch schwefelige Gase (vornehmlich Schwefeldioxid) erfolgen. Hinsichtlich der genannten BIN-Punkte, die in einem klassischen Rauchschadensgebiet liegen, wurden die Grenzwerte für Schwefel noch im Jahr 1985 sowohl westlich als auch östlich von Arnoldstein weit überschritten. In Folge der Errichtung der Rauchgasentschwefelungsanlage, die eine Reduktion der SO_2 -Emission erbringen sollte, wurde ab 1.1.1988 die Einhaltung der Grenzwerte für SO_2 nach forstgesetzlichen Bestimmungen vorgeschrieben. Man erhoffte sich dadurch eine entscheidende Verbesserung der Immissionssituation in Raum Arnoldstein (AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG, 1987).

3.5 Untersuchungen von Schneeproben in Kärnten

Im Rahmen einer Dissertation, mit dem Thema "Nähr- und Schadstoffeintrag in die Seen Kärntens durch Niederschläge" wurden zur Gegenüberstellung belasteter und unbelasteter Niederschläge auch Schneeproben genommen (GRUBER 1985). Neben Proben aus alpinen Höhenlagen wurden insbesondere Proben aus dem Nahbereich von Industrieanlagen, städtischen Bereichen und dem Bereich von Verkehrswegen untersucht, um eine weitergehende Beurteilung der Niederschläge zu ermöglichen.

In der zitierten Arbeit wurde, basierend auf eine Einteilung in 6 Klassen (PSENNER et al. 1983), welche unter Berücksichtigung der Parameter Leitfähigkeit und pH-Wert eine Charakterisierung von Niederschlagsproben ermöglicht, eine neue Einteilung in 7 Gruppen vorgenommen.

Zwei der Probenahmestellen (Schnee) aus dem Raum Arnoldstein wiesen einen niedrigen pH-Wert und eine hohe Leitfähigkeit, verbunden mit einem hohem Sulfatgehalt auf. Gemäß der durch GRUBER (1985) vorgenommenen Klassifizierung sind diese Niederschläge als "stark sauer und belastet" zu bezeichnen. Die Probenahme erfolgte am 20.2.1984 im Raum Arnoldstein auf etwa 560 m Seehöhe – eine davon (Probe 1) 1 km westlich vom Werksgelände der BBU (Stossau), die andere (Probe 2), 3 km östlich davon.

Folgende Gehalte an Blei und Cadmium wurden bestimmt:

Probe 1:	Blei	1.170 µg/l	Cadmium	136 µg/l
Probe 2:	Blei	332 µg/l	Cadmium	34 µg/l

Derart hohe Gehalte an Blei und Cadmium wurden nur im Raum Arnoldstein festgestellt.

Parallel zur Erhebung des Waldzustandes (Bioindikation) wurden durch das Amt der Kärntner Landesregierung am 20.1. und 20.3.1986 an 216 Punkten in Kärnten flächendeckend Schneeproben genommen. Aus 10 ermittelten Parametern (pH-Wert, Leitfähigkeit, Sulfat, Chlorid, Nitrat, Ammonium, Calcium, Kalium, Natrium, Blei) wurde über ein Punktesystem ein Belastungsgrad definiert, demzufolge auch der Raum Arnoldstein besonders auffällig war, mit einem "hohen Belastungsgrad" (KÄRNTNER UMWELTSCHUTZBERICHT 1988).

Zusammenfassend sind die Niederschläge im Raum Arnoldstein somit als stark sauer und hoch belastet zu beurteilen, wobei besonders signifikant die hohen Gehalte der Schneeproben an Blei und Cadmium sind.

3.6 Schwermetalle in Leber und Niere von Wildtieren im Raum Arnoldstein

Um einen Überblick über die Höhe der Schwermetallbelastung von Rotwild, Rehwild und Gamsen im Raum Arnoldstein zu bekommen, wurde diese Frage vom Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie der Veterinärmedizinischen Universität Wien gemeinsam mit der örtlichen Jägerschaft bearbeitet. Dazu wurden die Gehalte an Cadmium, Blei, Quecksilber, Kupfer und Zink in Leber und Niere von 60 Tieren der Jagdstrecke 1992 untersucht. Die Ergebnisse stehen noch nicht zur Verfügung, da die Arbeit zur Zeit für den Druck vorbereitet wird.

3.7 Waldzustand im Raum Arnoldstein

Auf Initiative von H. Müller/Universität für Bodenkultur wurde mit Beginn der Vegetationsperiode 1992 der Waldzustand im Raum Arnoldstein als Basis für die Beurteilung der Veränderungen nach der Reduzierung der SO_2 -Immissionen erhoben (MÜLLER 1992). Die Ergebnisse dieses interdisziplinären angewandten Forschungsprojektes, welches von G. Halbwachs, Zentrum für Umwelt- und Naturschutz der Universität für Bodenkultur geleitet wird, sollen Grundlage für eine quantitative Abschätzung der im Zuge der Immissionsreduzierung zur erwartenden Veränderungen bilden. Gleichzeitig wird die Übertragbarkeit der Aussagen auf andere Problemgebiete geprüft. Zur Erreichung dieses Zieles werden in die Untersuchungen unterschiedlich strukturierte Bestände sowohl von der Altersstruktur als auch von der Baumartenzusammensetzung her von einer Fläche von etwa 800 ha einbezogen.

Für die Feststellung der Veränderungen in den Waldstandorten ist eine flächendeckende forstliche Standortkartierung erforderlich.

Zur Dokumentation des Ist-Zustandes sowie zur Information für die Planung von Versuchen zur Waldstandortsmelioration werden ergänzend an 30 Waldstandorten Boden-, Auflagenhumus- und Nadelproben auf die Grundparameter, Nährstoff- und Schwermetallgehalte untersucht.

Im 2. Untersuchungsjahr werden vornehmlich ertragskundliche Untersuchungen durchgeführt. Dazu werden 54 Probeflächen angelegt, die keiner Nutzung außer den aus Forstschutzgründen notwendigen während der nächsten 10 Jahre unterliegen sollen. Am Ende der gesamten Untersuchungen werden dann auch noch Stammanalysen von herrschenden Bäumen gemacht, um insbesondere auch den Höhenwachstumsverlauf bezüglich seiner Reaktion auf Immissionen und deren Einstellung zurückverfolgen zu können. Aussagen über die Folgen der Emissionsminderung können allerdings frühestens 10 Jahre nach der Erstaufnahme getroffen werden.

Weiters wird mit pflanzenphysiologischen Untersuchungen der Vitalitätszustand an ausgewählten Bäumen erfaßt. Damit sollen einerseits zonale belastungsabhängige Regenerationsunterschiede aufgezeigt werden, andererseits können diese Untersuchungen als Basis für die zukünftige Beurteilung der Wirksamkeit von Meliorationsmaßnahmen dienen.

4 **UNTERSUCHUNG DER GARTEN- UND SPIELPLATZBÖDEN**

4.1 **Untersuchungsgebiet**

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Bundesland Kärnten, genauer im unteren Gailtal. Im wesentlichen beschränkt es sich auf das in etwa 580 m Seehöhe gelegene Gemeindegebiet von Arnoldstein (vgl. Karte 1). In diesem Bereich ist das Gailtal etwa 3 km breit und verläuft von Westen nach Osten. Im Norden wird dieses Tal von der Villacher Alpe (ca. 2.000 m Seehöhe) und im Süden von den Vorbergen der Karawanken (ca. 1.300 m Seehöhe) begrenzt. Somit befindet sich das zentrale Untersuchungsgebiet im Randbereich dieses Beckens. Von Süden kommend fließt die Gaillitz westlich entlang dem Werksgelände der BBU und mündet in die Gail. Die A2 – Südautobahn – verläuft aus Richtung Villach kommend in der Gailniederung und weiter der Gaillitz entlang nach Süden in Richtung Staatsgrenze.

Als Referenzstandorte für Gartenböden wurden zusätzlich Böden aus den Ortschaften Agoritschach, Seltschach im Süden und Pöckau im Osten miteinbezogen. Weiters wurden in den Ortschaften Stossau, Hohenthurn und Draschitz der westlich angrenzenden Gemeinde Hohenthurn entsprechende Bodenproben genommen (vgl. Karte 1).

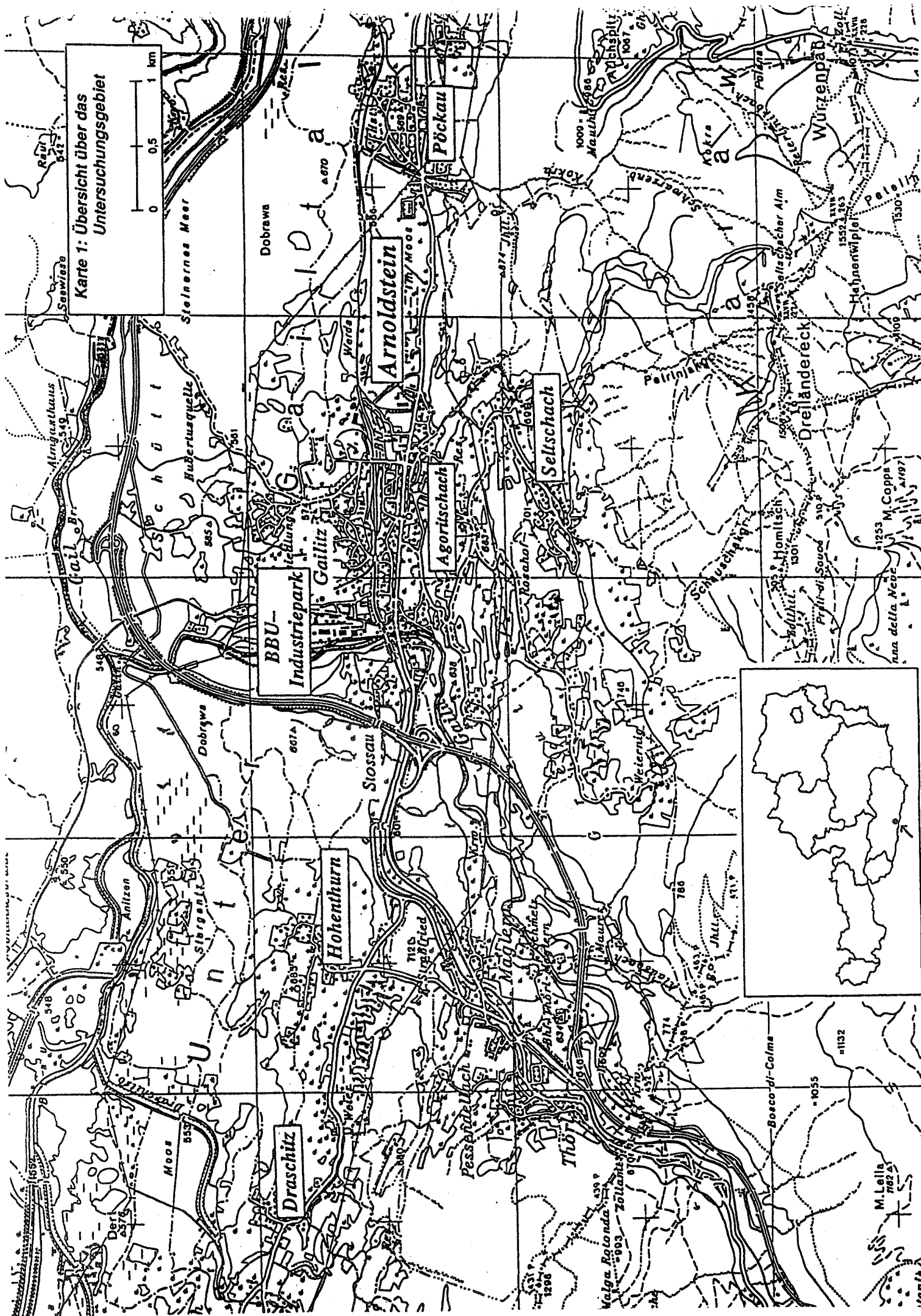
Aufgrund der erhöhten Werte der Stichprobe aus Hohenthurn wurde in dieser Ortschaft zu einem späteren Zeitpunkt eine flächendeckende Probenahme wie im zentralen Untersuchungsgebiet durchgeführt.

Die geologischen und bodenkundlichen Verhältnisse im Raum Arnoldstein sind sehr wechselhaft. Das Gailtal, das entlang einer Ost–West verlaufenden Störungslinie angelegt ist, wird im Bereich des Untersuchungsgebietes im Norden von mesozoischen Kalken und Dolomiten (Villacher Alpe) und im Süden von paläozoischen Gesteinsserien (Karawanken und Karnische Alpen) begrenzt. Der Talboden ist im wesentlichen von glazialen Sedimenten erfüllt, die von Bergsturzmaterial, Schwemmfächern der Seitenbäche und den jungen Sedimenten der Gail und Gaillitz überlagert sind. Die Böden des Untersuchungsgebietes sind somit aufgrund des unterschiedlichen Ausgangsmaterials, ihres Alters und der hydromorphen Verhältnisse sehr vielfältig (HALBWACHS 1982).

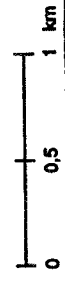
Da es sich in der vorliegenden Arbeit um die Untersuchung von Garten- und Spielplatzböden handelt (20 bzw. 5 cm tief) und das Substrat zudem meist zugeführt wurde, stehen diese anthropogen geprägten Böden wahrscheinlich nirgends mit den natürlich gewachsenen in Zusammenhang.

Arnoldstein liegt auf etwa 580 m Seehöhe und weist eine jährliche Niederschlagsmenge (Jahresdurchschnitt 1901 – 1970) von 1.360 mm auf.

Die Windverhältnisse wurden am genauesten von I. Vergeiner und E. Dreiseitl untersucht (HALBWACHS 1982). Dieser Arbeit ist auch die folgende Abbildung der Windhäufigkeitsverteilungen der Meßstation "Stossau" und der Meßstation "BBU–Werksgelände" entnommen (vgl. Abb. 2). Die Meßstation "Stossau" liegt in Westen des Werksgeländes in einer relativen Höhe von etwa 100 m und spiegelt damit die generellen Windverhältnisse wider. An mehr als 60 % aller Tage läßt sich etwa folgender typischer Tagesablauf der Windrichtungen erkennen:



Karte 1: Übersicht über das Untersuchungsgebiet

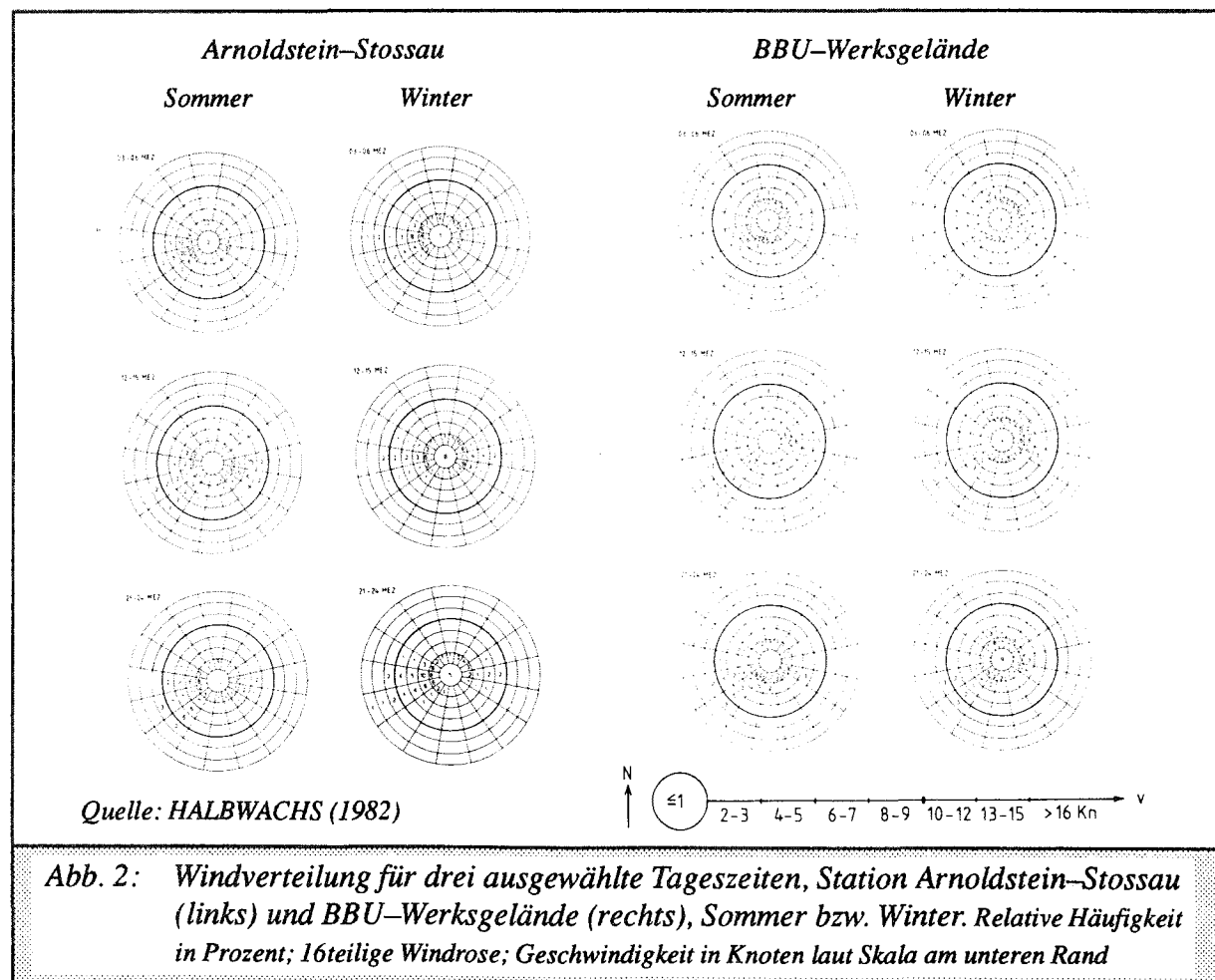


Von 0 Uhr bis 9 Uhr überwiegend westliche Talauswinde, die am Vormittag in schwächere östliche Taleinwinde drehen. Am frühen Nachmittag nehmen diese Taleinwinde typischerweise an Stärke zu und werden am Nachmittag zunehmend durch stärkere Südwestwinde aus dem Kanaltal abgelöst, die in den Nachtstunden auf Westwinde drehen.

Von entscheidender Bedeutung für die weiteren Betrachtungen ist die Erkenntnis, daß sich der Wind im Bereich des Werksgeländes, also auf Bodenniveau, wesentlich vom Wind 100 m über dem Bodenniveau unterscheidet. Besonders ausgeprägt sind die Unterschiede bei den für die Ausbreitung der Schadstoffe besonders ungünstigen schwachen Winde.

Bei der Meßstation im Werksgelände, sie lag eher im südlichen Teil des Werksgeländes, fehlen im Gegensatz zur Meßstation Stossau Windrichtungen aus Nordwest vollständig und aus West fast vollständig. Im Bereich der Schornsteine der BBU dürfte dieses "Loch" der schwachen Winde noch mehr bei den Westwinden liegen. Offensichtlich werden die Westwinde im Bodenbereich wegen der Stossauer Geländestufe am Vormittag auf Nordwinde und am Nachmittag auf Südwinde umgelenkt. Die Ostwinde unterscheiden sich hingegen in der Höhe kaum.

Neben diesen besonderen Windverhältnissen muß auf Grund der Beckenlage mit der Ausbildung von Inversionen gerechnet werden. Die Inversionshäufigkeit im Raum Arnoldstein ist im Detail noch nicht untersucht worden.



5 HERKUNFT DER SCHWERMETALLE ZINK, CADMIUM, BLEI, KUPFER UND ARSEN IM UNTERSUCHUNGSGEBIET

Wie bereits im Kapitel 2 – "Industriegeschichte" erwähnt, hat die Nutzung der Bleierze in Bleiberg/Kärnten eine lange Tradition. Die Hüttenaktivitäten wurden allerdings nach Arnoldstein verlagert, wo die Bleiberger Bergwerks Union (BBU) im Jahre 1882 mit einer Jahreskapazität von etwa 2.000 Tonnen Blei den Betrieb aufgenommen hat. Seit-her ist die Hütte bis auf zwei kurze Unterbrechungen durchgehend in Betrieb. Im Jahre 1951 erfolgte die Inbetriebnahme der Rösthütte und der Schwefelsäurefabrik. 1955 nahm die Zinkhütte Gailitz der BBU ihren Betrieb auf und während der Jahre 1961 bis 1980 wurde das Düngemittel Superphosphat produziert. Mit der Expansion des Betriebes haben sich jedoch auch die Umweltbelastungen verstärkt. Dabei handelt es sich vornehmlich um das bei der oxidativen Verhüttung der sulfidischen Erze anfallende Schwefeldioxid (SO_2), um diverse staubförmige Emissionen – vornehmlich Bleistäube – und Gase.

Ende der achtziger Jahre wurden zur Sicherung des Standortes Arnoldstein sowie aus Umweltschutzgründen weitere technologische Verfahrensverbesserungen an diversen Anlagen durchgeführt. In diese Zeit fällt auch die Einrichtung eines Industrieparkes am Werksgelände, wodurch die Ansiedlung von Fremdfirmen ermöglicht wurde. Des weiteren wurden fünf Tochtergesellschaften aus der BBU AG ausgegliedert (MARKTGE-MEINDE ARNOLDSTEIN 1990):

- BBU-Rohstoffgewinnungs GesmbH (BRG). Sie betreibt die im Eigentum der BBU verbliebenen Bergbaubetriebe Bleiberg/Kreuth und Schlaining (Ende 1990 geschlossen) sowie die Zinkhütte in Arnoldstein.
- BBU-Betriebstechnik- und Service GesmbH (BIG). Sie nimmt die Serviceleistungen im Rahmen des Industrieparkes Arnoldstein für die angesiedelten Schwester-gesellschaften wahr.
- BBU-Metalle GesmbH (BMG). Diese Gesellschaft betreibt die Bleihütte und befaßt sich außerdem mit dem gesamten Metallhandel und -vertrieb.
- Chernson Polymer-Additive GesmbH (CSA). Der Produktionsbereich dieser Gesellschaft umfaßt die Anlagen zur Herstellung fester und flüssiger Stabilisatoren und die Abteilung Industrie-Chemikalien.

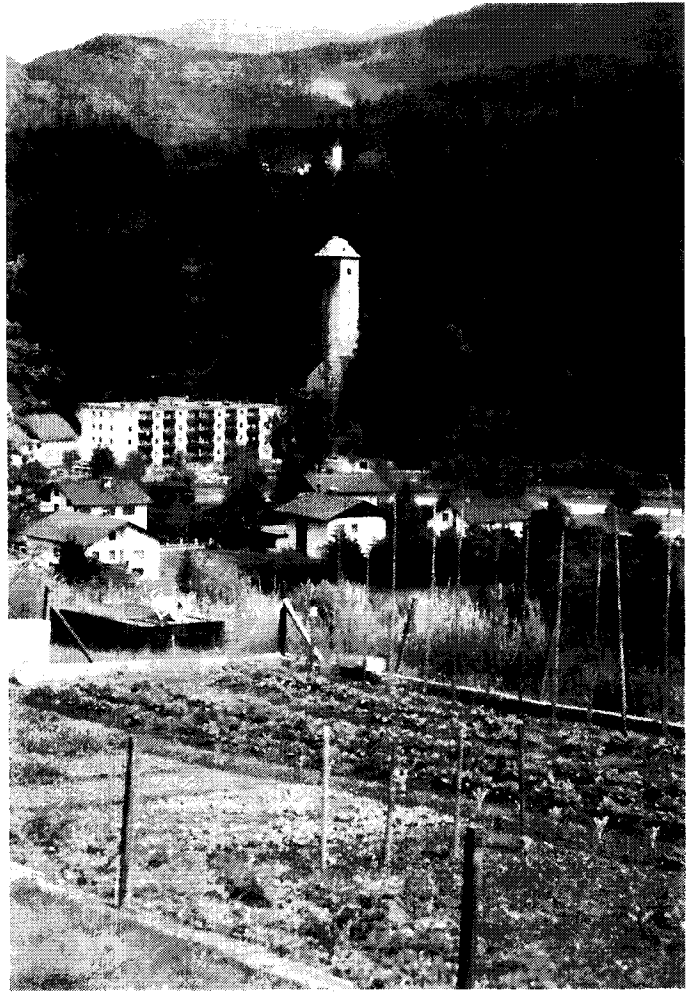
Wenn auch das Unternehmen seit Errichtung des 76 m hohen Werksschlotes im Jahr 1926 den unmittelbaren Bereich um die Produktionsstätte vor konzentriertem Schadstoffeintrag zu bewahren versucht, beziehungsweise durch die Inbetriebnahme einer Rauchgasentschwefelungsanlage im Jahre 1987 den Schadstoffausstoß reduziert, so wurden doch seit vielen Jahrzehnten die Böden der näheren und weiteren Umgebung sukzessive mit den produktionsspezifischen Schadstoffen kontaminiert. Im "Immissionsökologischen Projekt Arnoldstein" (HALBWACHS 1982) konnte dies sowohl für die landwirtschaftlich als auch für die forstwirtschaftlich genutzten Böden bestätigt werden.

Tab. 1: Gesamtemissionen an Luftschadstoffen der Betriebsanlagen des Standortes Gailitz–Arnoldstein in den Jahren 1989 bis 1992 (0 ... keine Emissionen)

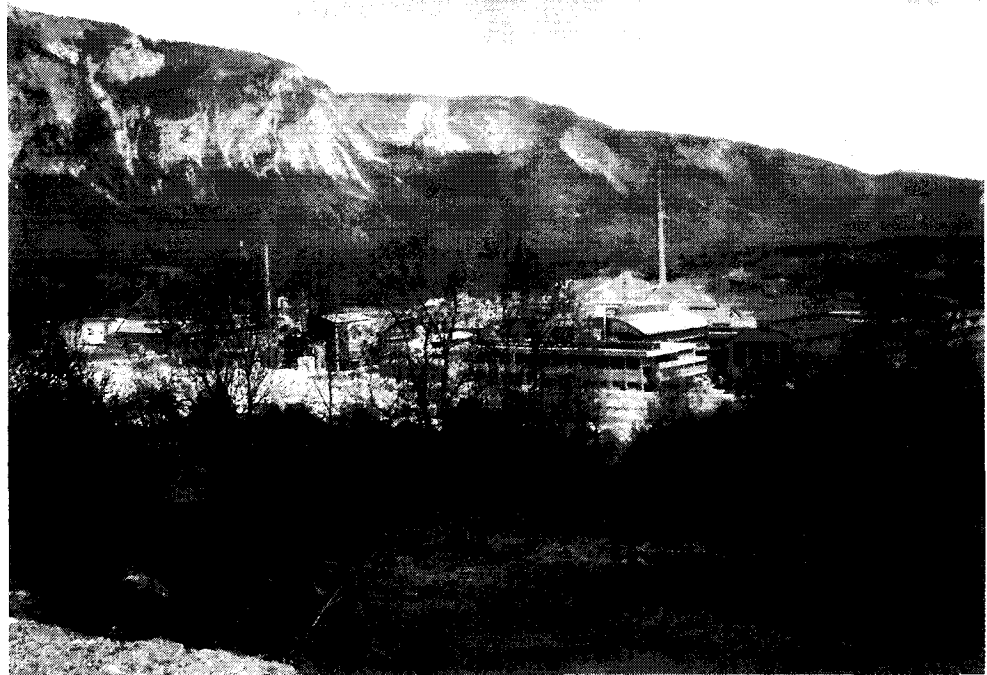
	Schwefeldioxid t/Jahr	Staub ges. kg/Jahr	Zink kg/Jahr	Cadmium kg/Jahr	Blei kg/Jahr
1989					
BBU Rohstoff- gewinnungs GesmbH	rund 400 17.400	16.100 bis	5.400	34	950
BBU Metalle GesmbH	rund 900 15.700	14.900 bis	0 9.000	0	860 bis
Chemson Polymer–Add. GesmbH	0	rund 5.500	170	17	3.500
BBU Industrietechnik GesmbH	77,3	3.300	0	0	0
SUMME	1.377	39.800 bis 41.900	5.570	51	13.050 bis 13.450
1990					
BBU Rohstoff- gewinnungs GesmbH	385	13.500 bis 15.900	4.800	31	840
BBU Metalle GesmbH	560	13.900 bis 14.700	0	0	8.000
Chemson Polymer–Add. GesmbH	0	3.900	133	8	1.656
BBU Industrietechnik GesmbH	77,2	3.400	0	0	0
SUMME	1.012	34.700 bis 37.900	4.933	39	10.500
1991					
BBU Rohstoff- gewinnungs GesmbH	350	11.250	5.100	100	1.370
BBU Metalle GesmbH	rund 385	14.100	0	0	7.790
Chemson Polymer–Add. GesmbH	0	2.450	85	5	1.470
BBU Industrietechnik GesmbH	60,3	3.000	0	0	0
SUMME	795,3	30.800	5.185	105	10.630
1992					
BBU Rohstoff- gewinnungs GesmbH	265	9.550	5.000	80	1.050
BBU Metalle GesmbH	250	11.250	0	0	6.620
Chemson Polymer–Add. GesmbH	0	2.200	40	1	1.280
BBU Industrietechnik GesmbH	48,5	2.500	0	0	0
SUMME	563,5	25.500	5.040	81	8.950
Quelle: AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG (1991 u. persönliche Mitteilung)					

Vom Amt der Kärntner Landesregierung wurde im Dezember 1991 ein Gutachten vorgelegt, welches die Emissions- und Immissionssituation der Betriebsanlagen des Industriestandortes Gailitz–Arnoldstein darlegt (AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG 1991) . Es wurde festgestellt, daß Staub- und Staubinhaltsstoffe (Zink, Cadmium, Blei) sowie Schwefeldioxid sowohl von Punktquellen als auch diffus emittiert werden. Diffuse Emissionen erfolgen vornehmlich durch Lagerhaltung und Manipulation von Roh- und Zwischenprodukten und den innerbetrieblichen Fahrverkehr. Die Werte der Gesamtemissionen für die Jahre 1989 bis 1992 sind Tabelle 1 zu entnehmen bzw. in der Kurzfassung graphisch dargestellt. Die Schwermetallimmissionen durch Zink, Cadmium und Blei sind laut Gutachten generell als hoch charakterisiert.

Blick von einem Hausgarten (Stossau) auf den Schrottturm. Im Bereich des Stossauer Hügels wurden die höchsten Bodenbelastungen gemessen.



Blick auf das ausgedehnte Werksgelände der Bleiberger Bergwerks-Union mit der Villacher Alpe im Hintergrund.

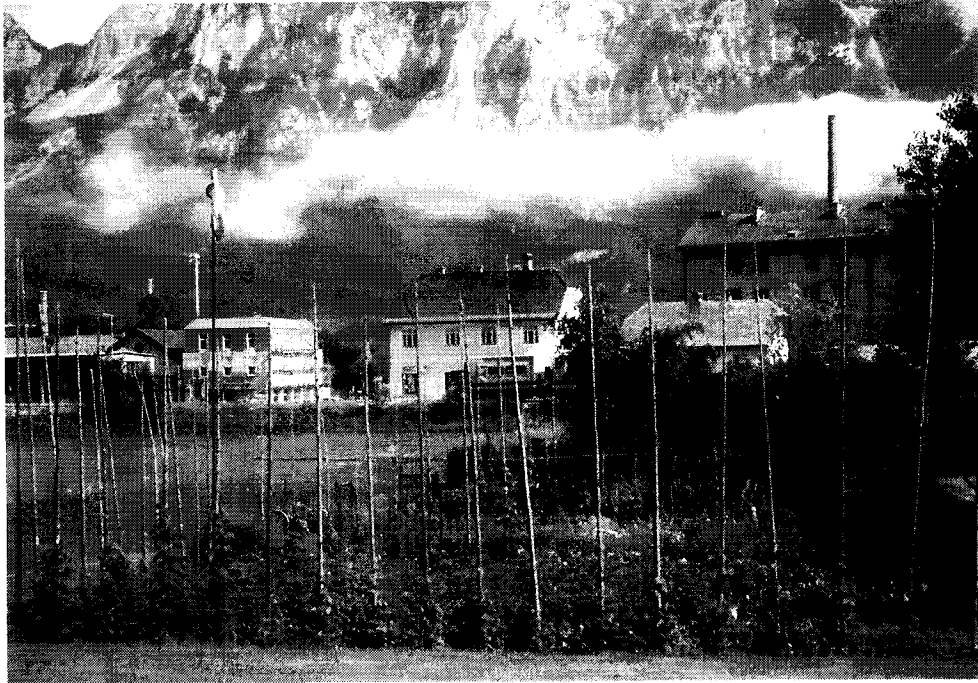




Entnahme von Bodenproben durch Mitarbeiter des Umweltbundesamtes.



Der Wunsch nach dem eigenen Gemüsegarten wird auch von Wohnungsmietern verwirklicht: Pachtgründe in der Nähe einer Wohnhausanlage.



Hausgärten, Wohnhäuser und Werksanlagen in unmittelbarer Nachbarschaft. Im Hintergrund die das Talbecken im Norden abschließende Villacher Alpe; aufgrund der Beckenlage treten vor allem bei Inversionswetterlagen in den Wintermonaten erhöhte Schadstoffkonzentrationen und -depositionen auf.



Auch Pflanzen ohne sichtbare äußere Schäden können aufgrund ihrer Schadstoffgehalte für den menschlichen Verzehr problematisch sein.

Der Spielbereich in diesem Garten ist sanierungsbedürftig: die kahlen Flächen sind entweder mit einer dichten Grasnarbe zu schließen oder anderweitig zu befestigen.



Ein positives Beispiel (öffentlicher Spielplatz der Marktgemeinde Arnoldstein): eine weitgehend geschlossene Grasnarbe verhindert, daß Kleinkinder mit kontaminierter Erde in Berührung kommen.



6 *UNTERSUCHUNGSPROGRAMM UND –METHODEN*

6.1 Auswahl der Probeflächen

Zur umfassenden Beurteilung wurden insgesamt 112 Standorte beprobt (vgl. Karte 2). Davon entfallen 97 auf die Gemüsebeete der Gärten des zentralen Untersuchungsgebietes, auf die Referenzstandorte sowie auf die zu einem späteren Zeitpunkt entnommenen Bodenproben aus den Gärten in Hohenthurn (vgl. Karte 3). Dreizehn Proben wurden aus Spiel- und Sportplatzböden entnommen. Die Standorte um den Werkschlot (Nr. 57) sowie die Gärtnerei (Nr. 82) wurden aufgrund ihrer Sonderstellung nicht in die Diskussion der Ergebnisse einbezogen.

Im zentralen Untersuchungsraum erfolgte die Beprobung somit flächendeckend. Dazu wurden Böden von Gärten mit gleichen Ausgangsbedingungen (Exposition, Hangneigung, Geländeform etc.) zu einer Probe zusammengefügt, vereinzelt besteht eine Probe aber auch aus Boden nur eines einzigen Gartens. Somit weisen die Probeflächen unterschiedliche Größen aus. Um auch aus weiter entfernt gelegenen Gärten Informationen bezüglich möglicher Schadstoffbelastung der Böden zu erhalten, wurden aus sieben Probeflächen der näheren und weiteren Umgebung (Referenzstandorte) Proben entnommen (vgl. Karte 1). Anhand 32 ausgewählter Bodenproben wurde zusätzlich zum Gesamtschwermetallgehalt auch der mobile Anteil bestimmt (Bariumchlorid-Auszug; siehe Anhang 2).

Unabhängig davon wurden im Auftrag der Marktgemeinde Arnoldstein Proben von Komposten aus vier Gärten genommen.

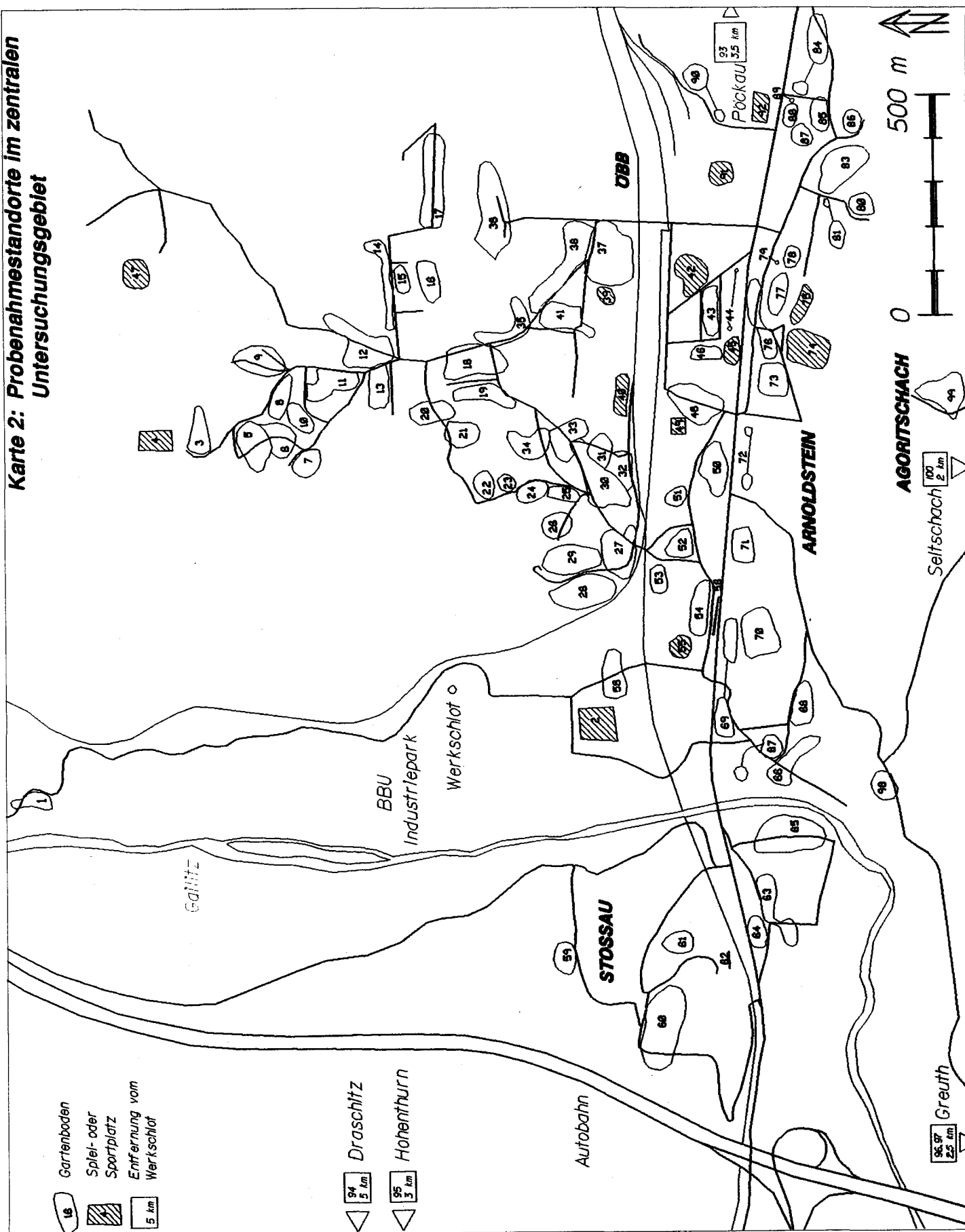
6.2 Probenahme

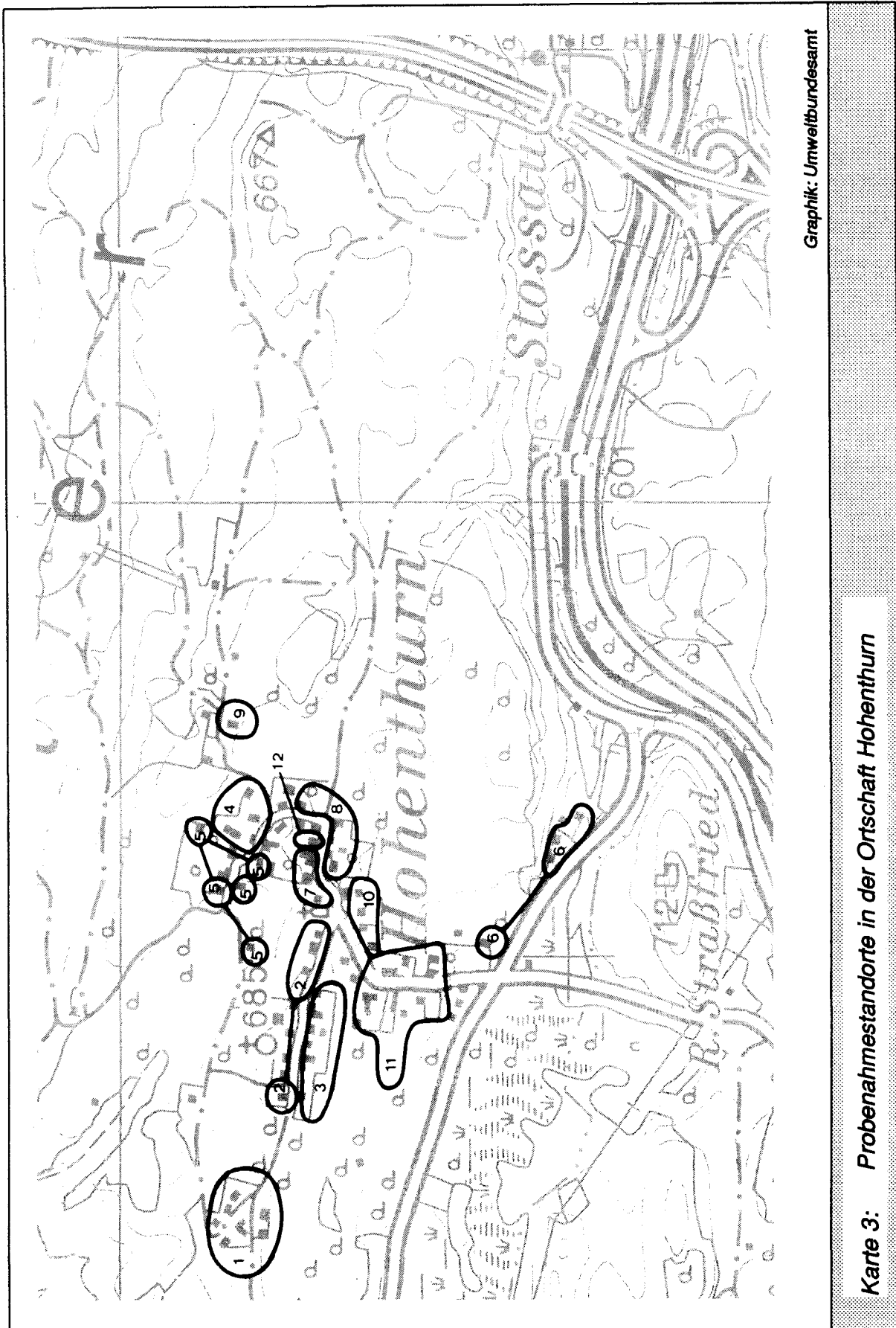
Die Bodenproben wurden in der Zeit vom 2.6. – 7.6.1991 und 8.7. – 12.7.1991 geworben, jene der vier Komposte am 22.7.1991. Die ergänzende Probenahme der Gartenböden in Hohenthurn erfolgte am 26. und 27.5.1992.

Die für eine Probe benötigte Erdmenge von etwa 3 kg wurde nach dem Prinzip des Zufalls durch etwa 20 Einstiche je bewirtschafteter Fläche zu einer Mischprobe vereint. Eine solche Mischprobe ist somit repräsentativ für eine der Untersuchungsflächen. In Anlehnung an die Bodenzustandsinventur 1989 wurden für die Probentiefe der Gartenböden 0–20 cm analog zu Ackerböden, für die Spiel- und Sportplatzböden 0–5 cm analog zu intensiv genutzten Grünlandböden gewählt.

Aufgrund einer möglichen Kontamination wurden an vier Standorten entlang eines Gradienten (Entfernung zwischen 320 und 3.800 m vom Werkschlot) die Böden auch auf Arsen untersucht (vgl. Abb. 3). Es handelt sich dabei um die Proben 2 (Sportplatz), 31 u. 37 (Gärten des zentralen Untersuchungsgebietes) sowie 93 (Garten eines Referenzstandortes).

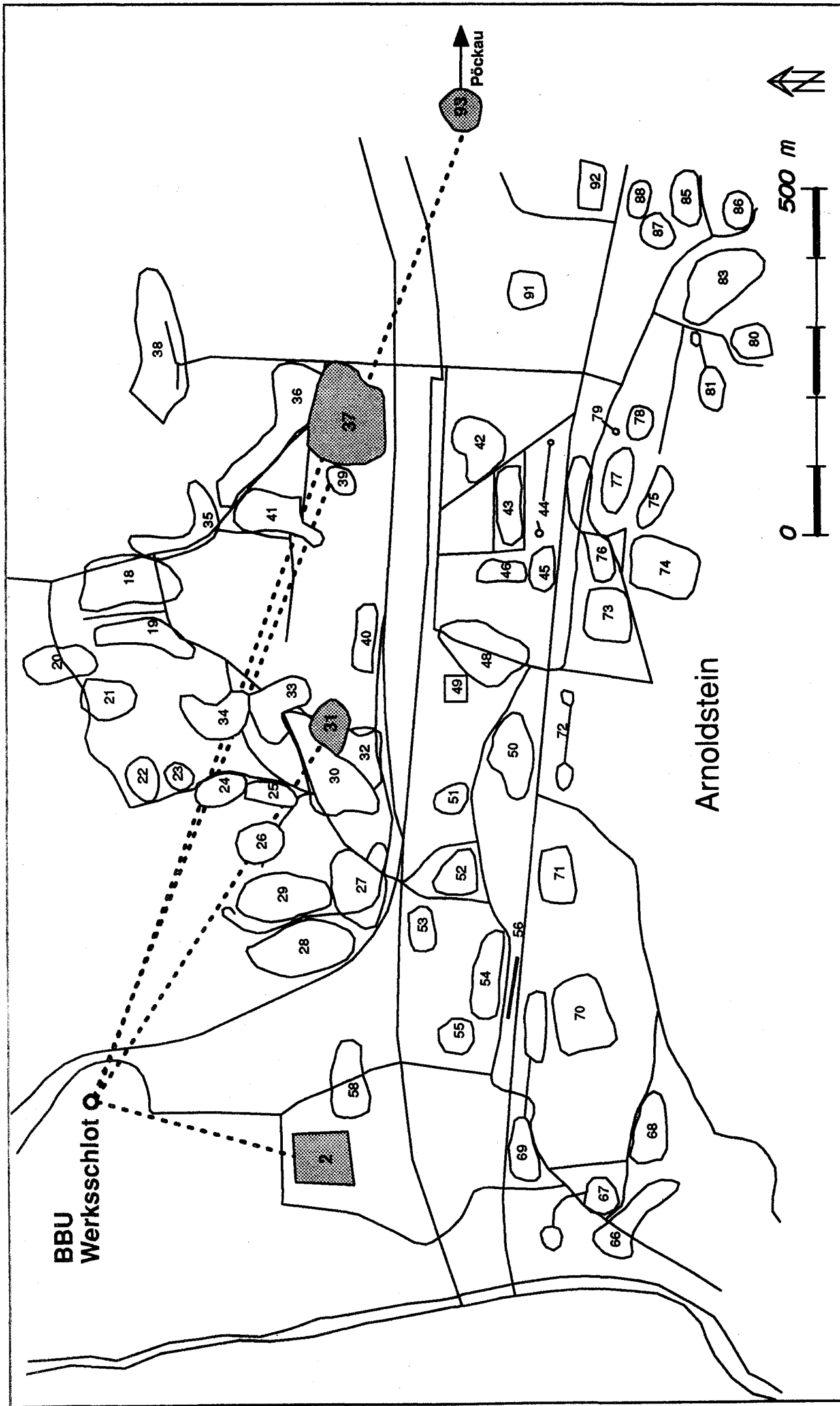
Karte 2: Probenahmeort im zentralen Untersuchungsgebiet





Karte 3: Probenahmestandorte in der Ortschaft Hohenthurn

Graphik: Umweltbundesamt



An drei Standorten (Nr. 2, 51, 88) zwischen 320 und 1.500 m Entfernung zum Werkschlot wurden die Böden auch auf ihren Gehalt an polychlorierten Dibenzodioxinen (PCDD) und polychlorierten Dibenzofuranen (PCDF) untersucht (vgl. Abb. 4).

Entsprechend der Vorgabe, ein- bis dreijährigen Kompost zu gewinnen, wurden jeweils nach Abheben der Deckschicht der vier Mieten mittels Probenstecher aus Polyethylen (PE) die erforderlichen Einzel-Einstiche durchgeführt und zu repräsentativen Mischproben vereinigt.

Die Probenvorbereitung erfolgte von Mitarbeitern der Zweigstelle Süd des Umweltbundesamtes. Die Analytik der Komposte wurde vom Amt der Kärntner Landesregierung durchgeführt.

6.3 Probenvorbereitung und Analytik

Alle Bodenproben wurden mechanisch zerkleinert und nach Trocknung bei 30 °C und Siebung auf Korngröße < 2 mm folgenden Untersuchungen zugeführt: Bestimmung der Bodenart bzw. Schwereklasse (BODENZUSTANDSINVENTUR 1989), des pH-Wertes (ÖNORM L 1083), des gesamten Kohlenstoffes (ÖNORM L 1080) und des anorganischen Kohlenstoffes (ÖNORM L 1084). Aus der Differenz zwischen gesamtem und anorganischem Kohlenstoff wurde der organische Anteil des Kohlenstoffes bzw. in weiterer Folge der Humusgehalt der Böden errechnet.

Zur Bestimmung der Schwermetallgehalte wurden die Bodenproben gemäß ÖNORM L 1085 mit Königswasser aufgeschlossen und mittels ICP-AES (Jobin Yvon JY 38+) nach ÖNORM M 6279 in den Aufschlußlösungen die Elemente Zink (Zn), Blei (Pb) und Kupfer (Cu) bestimmt. Die Analyse des Elementes Cadmium (Cd) erfolgte mittels Graphitrohr-AAS nach DIN 38406/Tl. 19 (Perkin-Elmer Modell 5100 Z/PC mit HGA 600).

Die Aufschlüsse der Arsen-Proben (Feinboden < 2 mm) erfolgten in CAT-Druckaufschlußgefäßen mit HNO₃ (suprapur). Die Messung der Arsenkonzentrationen wurde mittels Graphitrohr-AAS durchgeführt.

Die Probenvorbereitung für die Dioxine erfolgte gemäß der im Forschungsbericht von HAGENMAIER (1987) für Bodenanalysen beschriebenen Methode. Je Probe wurden 100 g gemahlener Feinboden vor der Soxhlet-Extraktion mit Toluol mit 1 ml der Standardlösung (¹³C markierte "2378 Isomere" in Toluol) dotiert. Die Extrakte wurden einer dreistufigen Säulenchromatographischen Reinigung unterzogen. Vor der GC-MS-Analyse wurde den Eluaten je 100 µl einer ¹³C₁₂ 1234-TCDD Lösung (100 ng/ml Toluol) als Injektionsstandard zugesetzt. Analysiert wurde mittels GC-MS im MID (Multi Ion Detektion) Mode. Die Quantifizierung erfolgte nach der Isotopenverdünnungsmethode über die vor der Extraktion zugesetzten ¹³Cmarkierten Standards.

Nachweisgrenzen für Dioxine:

TCDD/F, PCDD/F: 0,5 ng/kg je Isomer

HxCDD/F: 1 ng/kg je Isomer

HpCDD/F: 1,5 ng/kg je Isomer

OCDD/F: 2,5 ng/kg je Isomer

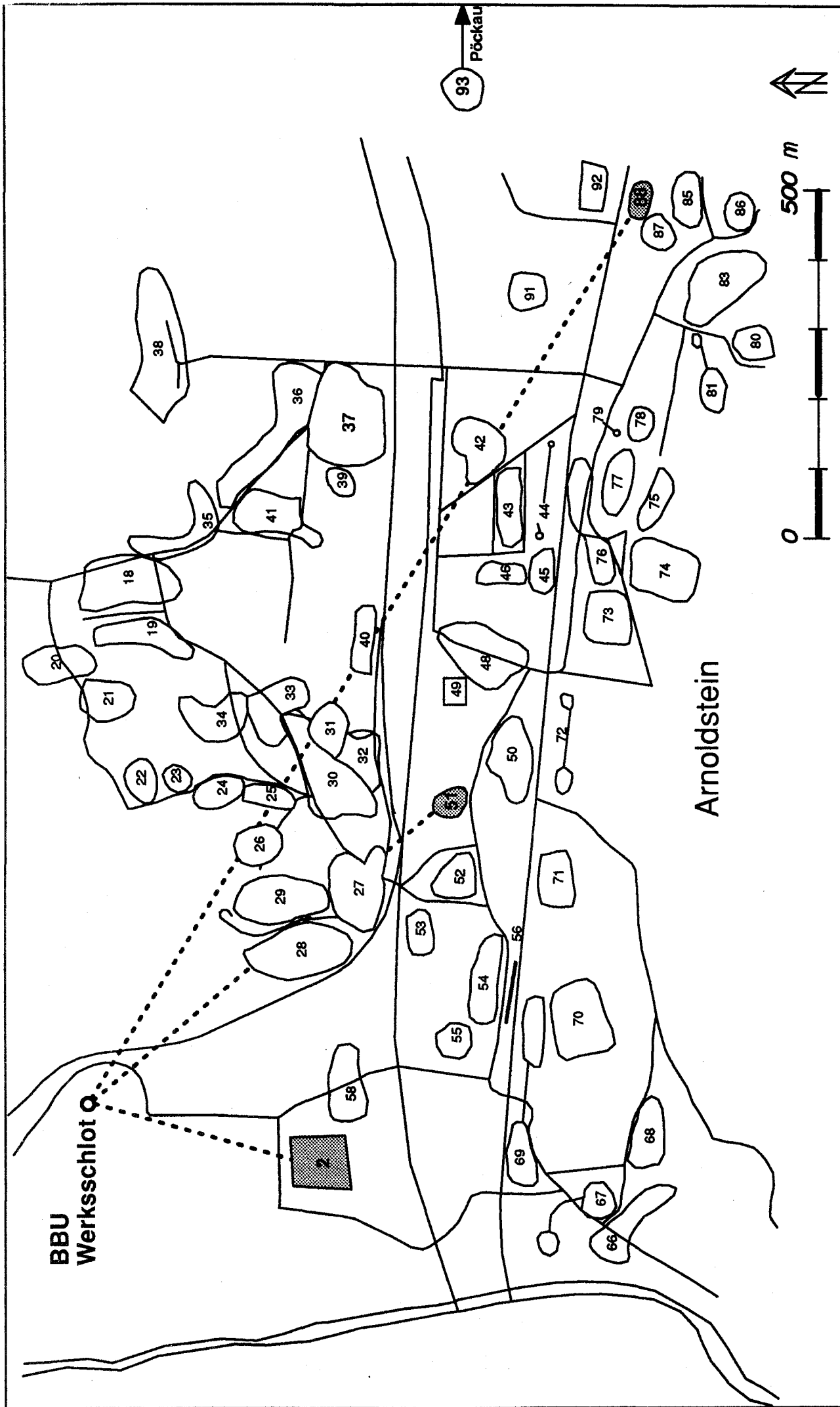


Abb. 4: Dioxinprofil, Ausschnitt aus Karte 2

Entfernung:	Schlot bis 2	=	320 m
	Schlot bis 51	=	640 m
	Schlot bis 88	=	1.500 m

7 **ERGEBNISSE UND DISKUSSION**

7.1 **Allgemeine Bodenparameter**

Für diese Untersuchung wurden folgende allgemeine Bodenparameter ausgewählt:

- *Bodenart bzw. Bodenschwere*
- *pH-Wert*
- *Humusgehalt*

Die detaillierten Ergebnisse sind den Tabellen 2 und 3 – geordnet nach der Entfernung zum Werksschlot – zu entnehmen.

– **Bodenart bzw. Bodenschwere**

Die Beurteilung der Bodenart – ausgedrückt in Schwereklassen – ist den Tabellen 2 und 3 zu entnehmen. Grundsätzlich sind die Gartenböden den leichteren Klassen zuzuordnen, wobei Böden mit Schwereklasse I (Sand, schluffiger Sand) vornehmlich im Bereich nördlich der Bahntrasse zu finden sind. Einzig südlich der Bahn im Südosten von Arnoldstein sind die Proben 84, 86 und 87 der Klasse I zuzuordnen. Etwa die Hälfte der Gartenböden entspricht der Schwereklasse II, was lehmigem Sand, tonigem Sand sowie sandigem Schluff entspricht. Dazu zählen vorwiegend auch die Gartenböden der umliegenden Ortschaften.

Gartenböden der Schwereklasse III, d.h. lehmiger Schluff bzw. sandiger Lehm, sind überwiegend im Nahbereich der Bahnlinie und südlich davon zu finden. Die wenigen Gartenböden, die der Schwereklasse IV, d.h. Lehm, schluffiger Lehm und sandiger Ton angehören, sind vornehmlich im südlichen Bereich des Untersuchungsgebietes zu finden.

Bei den untersuchten Gartenböden handelt es sich kaum mehr um natürlich am Ort entstandene Böden, wurde doch vielfach aufgrund des mangelnden vorhandenen Bodenmaterials bei der Anlage des Gartens zumindest im Bereich der Gemüsebeete Boden zugeführt. Diese anthropogen stark veränderten Böden unterliegen außerdem einer intensiven Bewirtschaftung und Pflege und können daher bodentypologisch mit den standortspezifischen landwirtschaftlich genutzten Böden nicht verglichen werden.

Die Proben der Spiel- und Sportplatzböden wurden ebenfalls den vier Schwereklassen zugeordnet. Es ist anzunehmen, daß auch diese Böden stark verändert wurden. Insbesondere verlangen Sportplätze hinsichtlich Dränung etc. eigene Bodenaufbauten.

– **pH-Wert**

Die pH-Werte der 78 Proben der Gärten des zentralen Untersuchungsgebietes liegen zwischen 6,7 und 7,4, der Median bei 7,1 (vgl. Tab. 2(a)). Die pH-Werte der sieben Referenzstandorte schwanken zwischen 6,8 und 7,3, der Median beträgt 7,0 (vgl. Tab. 2(b)). Die pH-Werte der ergänzenden Untersuchungen in Hohenthurn liegen zwischen 6,4 und 7,0, der Median beträgt 6,8 (vgl. Tab. 2(c)). Diese pH-Werte sind weitgehend als optimal zu bezeichnen. Die pH-Werte der dreizehn untersuchten Spiel- und Sportplatzböden liegen zwischen 6,1 und 7,2, der Median beträgt 6,9 (vgl. Tab. 3).

Tab. 2: Ergebnisse der allgemeinen Bodenparameter (Gartenböden): pH-Wert, Gesamtkohlenstoff (TC), gesamter anorganischer Kohlenstoff (TIC), ges. organischer Kohlenstoff (TOC), Humusgehalt, Bodenart/Schwereklasse

(a) Zentrales Untersuchungsgebiet (geordnet nach Entfernung vom Werksschlot):

Probe Nr.	Entf. (m)	pH-Wert	TC (%)	TIC (%)	TOC (%)	Humusgehalt (%)	Bodenart*/Schwereklasse
58	340	7,0	9,05	4,29	4,76	8,21	sL (III)
28	370	7,0	9,39	3,68	5,71	9,84	IS (II)
29	380	7,1	8,49	2,34	6,15	10,60	uS (I)
26	430	7,4	7,90	3,71	4,19	7,22	IS (II)
22	450	7,2	8,81	3,63	5,18	8,93	uS (I)
27	460	7,0	10,39	4,17	6,22	10,72	IS (II)
23	460	7,0	11,34	4,04	7,30	12,59	IS (II)
24	460	7,2	6,53	1,95	4,58	7,90	IS (II)
25	500	7,1	6,40	3,23	3,17	5,47	uS (I)
53	510	7,0	12,67	3,04	9,63	16,60	IS (II)
30	550	6,9	12,03	4,54	7,49	12,91	uS (I)
34	570	6,9	9,70	3,02	6,68	11,52	IS (II)
21	570	7,0	8,18	2,93	5,25	9,05	uS (I)
54	580	7,1	8,51	2,93	5,58	9,62	sL (III)
69	590	7,1	8,64	5,52	3,12	5,38	sL (III)
52	590	7,1	10,02	3,62	6,40	11,03	IS (II)
56	590	7,0	9,32	4,29	5,03	8,67	IS (II)
33	630	7,1	9,00	3,40	5,60	9,65	IS (II)
32	630	7,3	6,79	1,82	4,97	8,57	sL (III)
31	630	7,2	9,00	3,56	5,44	9,38	sL (III)
7	630	7,3	6,46	2,16	4,30	7,41	IS (II)
20	630	7,3	8,87	2,94	5,93	10,22	uS (I)
51	640	6,9	12,60	4,98	7,62	13,14	IS (II)
59	650	6,7	10,86	2,13	8,73	15,05	IS (II)
19	670	7,0	8,75	3,24	5,51	9,50	uS (I)
70	680	7,2	5,06	0,97	4,09	7,05	sT (IV)
10	700	7,0	7,50	2,86	4,64	8,00	IS (II)
6	700	6,9	8,87	3,18	5,69	9,81	uS (I)
13	700	7,2	5,63	1,70	3,93	6,78	sL (III)
67	700	6,9	9,87	5,20	4,67	8,05	U (II)
71	710	7,1	4,33	0,64	3,69	6,36	uL (IV)
18	730	7,2	8,62	3,99	4,63	7,98	IS (II)
61	750	7,1	3,44	0,66	2,78	4,79	sL (III)
5	750	7,1	7,14	2,43	4,71	8,12	IS (II)
50	760	7,0	9,58	2,23	7,35	12,67	IS (II)
66	760	6,9	10,61	4,59	6,02	10,38	sU (II)
68	770	7,1	7,35	2,64	4,71	8,12	sU (II)
11	770	7,0	7,80	2,23	5,57	9,60	IS (II)
8	780	7,1	6,06	2,23	3,83	6,60	uS (I)

Tab. 2: (Fortsetzung)

Probe Nr.	Entf. (m)	pH- Wert	TC (%)	TIC (%)	TOC (%)	Humus- gehalt (%)	Bodenart*/ Schwere- klasse
72	810	7,1	5,09	1,57	3,52	6,07	L (IV)
3	820	7,2	8,39	3,43	4,96	8,55	IS (II)
65	820	7,0	9,70	5,83	3,87	6,67	sL (III)
12	830	7,0	8,03	2,14	5,89	10,15	IS (II)
35	830	7,1	9,02	3,25	5,77	9,95	IS (II)
48	830	6,9	9,44	3,31	6,13	10,57	sL (III)
62	850	7,2	5,73	0,50	5,23	9,02	IS (II)
63	850	7,2	7,28	1,05	6,23	10,74	sL (III)
64	860	6,8	5,24	0,40	4,84	8,34	uL (IV)
60	870	6,8	7,57	0,90	6,67	11,50	IS (II)
41	870	7,1	9,61	4,03	5,58	9,62	sL (III)
9	870	7,1	8,56	2,78	5,78	9,96	IS (II)
46	930	7,1	8,74	3,23	5,51	9,50	sL (III)
16	940	7,2	6,17	1,05	5,12	8,83	sL (III)
15	950	7,0	8,01	2,67	5,34	9,21	uS (I)
14	970	7,1	9,70	2,99	6,71	11,57	IS (II)
98	980	7,1	5,35	0,48	4,87	8,40	sL (III)
1	1.000	6,9	11,28	6,03	5,25	9,05	uS (I)
73	1.000	6,9	3,31	0,45	2,86	4,93	sT (IV)
36	1.000	7,1	8,09	3,56	4,53	7,81	IS (II)
44	1.010	7,1	7,05	1,91	5,14	8,86	sL (III)
43	1.040	7,2	7,20	2,65	4,55	7,84	sL (III)
37	1.050	7,0	8,37	2,89	5,48	9,45	sU (II)
76	1.060	7,1	8,65	3,42	5,23	9,02	sL (III)
38	1.100	7,0	5,93	1,29	4,64	8,00	uS (I)
17	1.150	7,3	6,02	1,95	4,07	7,02	IS (II)
77	1.150	7,2	8,15	3,48	4,67	8,05	sL (III)
79	1.200	7,3	8,91	1,94	6,97	12,02	sL (III)
78	1.230	7,2	9,29	3,96	5,33	9,19	sU (II)
81	1.330	7,1	4,83	0,70	4,13	7,12	uL (IV)
80	1.420	7,0	8,38	2,30	6,08	10,48	IU (III)
83	1.450	7,0	8,23	1,68	6,55	11,29	IS (II)
87	1.470	6,8	11,69	5,14	6,55	11,29	uS (I)
90	1.480	7,1	7,57	2,49	5,08	8,76	IS (II)
88	1.500	6,9	7,63	2,73	4,90	8,45	IS (II)
89	1.520	6,9	8,27	2,58	5,69	9,81	IS (II)
85	1.540	7,2	7,64	2,11	5,53	9,53	IS (II)
86	1.550	7,1	9,08	2,15	6,93	11,95	uS (I)
84	1.660	7,0	6,18	1,06	5,12	8,83	uS (I)
Minimum		6,7	3,31	0,40	2,78	4,79	
Maximum		7,4	12,67	6,03	9,63	16,60	
Median		7,1	8,38	2,82	5,25	9,05	

Tab. 3: Ergebnisse der allgemeinen Bodenparameter (Spiel- und Sportplatzböden)

Probe Nr.	Entf. (m)	pH-Wert	TC (%)	TIC (%)	TOC (%)	Humus-gehalt (%)	Bodenart*/ Schwere-klasse
2	320	6,5	8,53	1,30	7,23	12,46	IS (II)
55	490	7,0	6,52	1,73	4,79	8,26	IS (II)
40	750	6,9	5,51	1,65	3,86	6,65	IS (II)
49	750	6,9	5,45	0,52	4,93	8,50	sL (III)
4	910	7,0	7,07	2,88	4,19	7,22	uS (I)
39	940	7,0	6,49	2,85	3,64	6,28	sL (III)
45	980	7,2	6,30	1,82	4,48	7,72	L (IV)
42	1.070	7,1	6,13	1,19	4,94	8,52	sL (III)
74	1.100	6,7	3,80	0,43	3,37	5,81	sL (III)
75	1.160	6,5	4,43	0,38	4,05	6,98	sL (III)
47	1.200	6,9	7,24	2,04	5,20	8,96	sL (III)
91	1.300	7,0	5,59	0,96	4,63	7,98	IS (II)
92	1.480	6,1	5,81	0,15	5,66	9,76	IS (II)
Minimum		6,1	3,80	0,15	3,37	5,81	* Legende siehe Tab. 2
Maximum		7,2	8,53	2,88	7,23	12,46	
Median		6,9	6,13	1,30	4,63	7,98	

– Humusgehalt

Die stark schwankenden Werte der Humusgehalte sind darauf zurückzuführen, daß den Gartenböden regelmäßig mehr oder weniger viel organische Substanz in Form von Kompost, Mist etc. zugeführt wurde und noch wird. Der Humusgehalt aller untersuchten Böden ist als hoch einzustufen. Hohe Werte spiegeln generell intensive Humuswirtschaft wider. Die Humusgehalte der 78 Proben der Gärten des zentralen Untersuchungsgebietes schwanken zwischen 4,79 % und 16,6 %, der Median beträgt 9,05 %. Der niedrigste Wert von 4,79 % ist aus der Probe 61 (Osthang des Stossauer Hügels) ermittelt, der höchste Wert von 16,6 % aus der Probe 53 (Kleingartenanlage ÖBB) (vgl. Tab. 2(a)). Die Humusgehalte der sieben Referenzstandorte schwanken zwischen 7,31 % und 12,19 %, der Median beträgt 9,53 % (vgl. Tab. 2(b)). Die Böden in Hohen-thurn weisen einen Humusgehalt zwischen 5,56 % und 12,27 % auf, der Median beträgt 9,08 % (vgl. Tab. 2(c)).

Bei den 13 untersuchten Spiel- und Sportplatzböden liegt der Median für den Humusgehalt mit etwa 7,9 % auch sehr hoch (entspricht stark humosem Boden). Der niedrigste Wert wurde in Probe 74 (Spielplatz "Konventgarten" – 5,8 %) festgestellt, der höchste Wert in Probe 2 (Sportplatz der BBU – 12,5 %) ermittelt (vgl. Tab. 3). Bei der Beurteilung dieser Werte sei wiederum darauf verwiesen, daß die Probenahme bis 5 cm Tiefe erfolgte – im Hauptwurzelraum der Gräser.

7.2 Schwermetalle in Böden

Die Konzentrationen der Schwermetalle Zink, Cadmium, Blei und Kupfer sind in den Tabellen 4 (a) – (c) für die Gartenböden aus dem zentralen Untersuchungsraum, Referenzstandorte und Hohenthurn angeführt; bei der ergänzenden Probenahme in Hohenthurn wurden die Bodenproben zusätzlich auf Arsen untersucht.

Tab. 4: Ergebnisse der Schwermetallanalysen der Gartenböden
(Bodenhorizont 0 – 20 cm); Gesamtgehalte in mg/kg Trockensubstanz

(a) Zentrales Untersuchungsgebiet (geordnet nach Entfernung vom Werksschlot):

Probe Nr.	Entf. (m)	Zink (Zn)	Cadmium (Cd)	Blei (Pb)	Kupfer (Cu)
58	340	2.520	12,6	1.950	103,0
28	370	2.090	18,2	1.730	107,0
29	380	2.040	16,5	2.540	155,0
26	430	1.160	9,2	349	70,0
22	450	1.260	22,0	3.430	85,0
23	460	1.990	23,4	4.720	127,0
24	460	1.190	11,8	880	89,7
27	460	2.460	14,2	1.850	99,7
25	500	1.520	15,0	2.450	85,7
53	510	1.370	10,3	1.140	142,0
30	550	2.100	15,3	1.720	111,0
34	570	2.110	18,3	2.570	131,0
21	570	1.300	15,1	2.110	89,7
54	580	1.420	9,6	845	68,9
69	590	2.300	9,4	1.620	55,6
56	590	1.890	9,1	1.020	87,7
52	590	1.890	11,5	1.030	86,4
33	630	1.580	13,9	1.490	79,8
32	630	983	8,5	960	78,9
31	630	1.210	10,3	1.160	74,5
7	630	650	6,5	703	54,3
20	630	1.060	15,7	3.060	89,8
51	640	2.440	13,9	1.140	83,3
59	650	6.380	25,5	3.140	247,0
19	670	1.510	12,3	2.040	89,4
70	680	1.050	5,7	683	74,3
10	700	1.060	10,3	1.470	64,0
6	700	1.430	12,8	1.660	92,7
67	700	2.070	8,2	2.860	57,2
13	700	616	6,3	729	62,1
71	710	735	5,1	522	78,7
18	730	1.160	13,4	1.840	81,8
61	750	600	5,9	552	73,0

Tab. 4: (Fortsetzung; Gesamtgehalte in mg/kg Trockensubstanz)

Probe Nr.	Entf. (m)	Zink (Zn)	Cadmium (Cd)	Blei (Pb)	Kupfer (Cu)
5	750	1.290	8,0	853	62,4
66	760	3.350	9,6	5.660	122,0
50	760	848	5,1	457	50,2
68	770	1.420	7,3	2.670	89,6
11	770	1.230	13,3	1.400	73,7
8	780	1.250	9,1	1.100	65,9
72	810	1.150	5,2	406	64,3
3	820	670	5,9	529	49,4
65	820	1.760	8,3	737	50,6
12	830	1.000	9,5	1.190	78,3
35	830	1.020	9,8	1.180	77,7
48	830	1.560	6,9	645	70,3
62	850	1.100	8,6	884	165,0
63	850	1.130	5,5	582	81,0
64	860	1.150	6,6	646	158,0
41	870	1.550	10,3	1.040	74,4
60	870	1.620	9,0	950	118,0
9	870	1.360	9,0	1.070	73,0
46	930	825	5,4	429	56,5
16	940	941	11,0	1.490	71,3
15	950	1.050	12,5	1.420	69,0
14	970	1.090	13,9	1.810	89,8
98	980	617	3,4	339	155,0
1	1.000	1.450	6,9	748	40,2
36	1.000	1.230	7,1	801	71,4
73	1.000	618	3,4	362	69,5
44	1.010	1.110	5,2	456	69,4
43	1.040	1.270	5,7	553	67,5
37	1.050	1.490	5,8	819	77,7
76	1.060	1.380	6,4	726	75,9
38	1.100	808	6,9	749	64,7
17	1.150	576	6,6	818	53,7
77	1.150	1.170	6,8	608	78,0
79	1.200	1.650	6,7	692	147,0
78	1.230	1.590	6,6	618	94,7
81	1.330	870	4,6	371	79,4
80	1.420	1.370	5,2	507	83,4
83	1.450	1.490	5,2	457	102,0
87	1.470	2.520	10,0	578	65,0
90	1.480	1.350	6,1	453	55,6
88	1.500	1.540	5,9	490	64,1
89	1.520	1.600	6,6	552	64,1
85	1.540	1.510	5,7	598	74,7

Tab. 4: (Fortsetzung; Gesamtgehalte in mg/kg Trockensubstanz)

Probe Nr.	Entf. (m)	Zink (Zn)	Cadmium (Cd)	Blei (Pb)	Kupfer (Cu)	
86	1.550	1.650	8,2	610	76,9	
84	1.660	1.020	3,7	417	73,7	
Minimum		576	3,4	339	40,2	
Maximum		6.380	25,5	5.660	247,0	
Median		1.325	8,6	867	77,7	
(b) Referenzstandorte:						
99	1.300	759	3,1	228	67,0	
100	1.980	335	1,2	110	56,1	
96	2.130	503	2,4	250	38,3	
97	2.190	400	1,9	197	38,0	
95	2.550	816	4,8	433	55,2	
93	3.800	338	2,2	150	47,9	
94	4.700	527	2,2	167	44,5	
Minimum		335	1,2	110	38,0	
Maximum		816	4,8	433	67,0	
Median		503	2,2	197	47,9	
(c) Untersuchungsgebiet Hohenthurn (ergänzende Probenahme):						
Probe Nr.	Entf. (m)	Zink (Zn)	Cadmium (Cd)	Blei (Pb)	Kupfer (Cu)	Arsen (As)
95,9	2.350	497	4,2	804	49,0	29,1
95,4	2.500	620	4,4	360	49,0	21,3
95,5	2.570	541	3,4	308	48,0	23,5
95,8	2.590	845	4,7	376	65,0	21,2
95,7	2.630	689	3,5	348	50,0	21,0
95,12	2.630	868	5,1	440	61,0	23,7
95,3	2.660	771	3,4	245	48,0	20,8
95,2	2.660	464	2,9	259	47,0	20,1
95,10	2.730	358	2,2	259	45,0	25,3
95,1	2.810	608	2,4	298	44,0	21,3
95,6	2.850	608	4,0	349	107,0	87,2
95,11	2.900	534	3,0	261	51,0	19,4
Minimum		358	2,2	245	44,0	19,4
Maximum		868	5,1	804	107,0	87,2
Median		608	3,5	328	49,0	21,3

Die Tabellen 5 und 6 zeigen die Ergebnisse der Schwermetallanalysen der Spiel- und Sportplatzböden sowie die Ergebnisse der Arsenuntersuchungen entlang eines Gradienten im zentralen Untersuchungsgebiet.

Tab. 5: Ergebnisse der Schwermetallanalysen der Spiel- und Sportplatzböden (Bodenhorizont 0 – 5 cm); Gesamtgehalte in mg/kg Trockensubstanz

<i>Probe Nr.</i>	<i>Entf. (m)</i>	<i>Zink (Zn)</i>	<i>Cadmium (Cd)</i>	<i>Blei (Pb)</i>	<i>Kupfer (Cu)</i>
2	320	4.690	30,9	3.070	185,0
55	490	1.550	10,3	795	77,5
49	750	994	5,4	351	63,6
40	750	456	4,2	470	49,0
4	910	515	4,6	457	41,7
39	940	455	4,4	323	43,1
45	980	548	4,2	303	51,1
42	1.070	732	7,2	398	62,7
74	1.100	451	2,4	469	58,9
75	1.160	580	2,7	373	74,2
47	1.200	537	5,4	574	46,5
91	1.300	923	4,2	343	50,9
92	1.480	611	3,7	397	50,9
<i>Minimum</i>		451	2,4	303	41,7
<i>Maximum</i>		4.690	30,9	3.070	185,0
<i>Median</i>		580	4,4	398	51,1

Tab. 6: Ergebnisse der Arsen-Untersuchung entlang eines Gradienten (Angaben in mg/kg Trockensubstanz)

<i>Probe Nr.</i>	<i>Art des Standortes</i>	<i>Richtung</i>	<i>Entf. (m)</i>	<i>Arsen (As)</i>
2	Sportplatz	S	320	61,7
31	Hausgarten	O	630	24,1
37	Hausgarten	O	1.050	25,2
93	Referenzstandort	O	3.800	11,8

Grundsätzlich ist festzuhalten, daß alle 110 untersuchten Probeflächen erhöhte Gehalte an den Elementen Zink, Cadmium und Blei enthalten. Auch die Referenzflächen, die bis in eine Entfernung von etwa 5 km vom Betriebsgelände der BBU liegen, weisen erhöhte Gehalte dieser Elemente auf. Die Kupfergehalte sind nicht in dem Maß auffällig wie die anderen untersuchten Schwermetalle.

Die räumliche Verteilung der Belastung durch die untersuchten Schwermetalle zeigt einen deutlichen Schwerpunkt im Osten bis Südosten des Betriebsgeländes der BBU bis in eine Entfernung von etwa 500 m. Der Sportplatz, der am Südrand des Betriebsgeländes liegt, ist die insgesamt am höchsten belastete Fläche. Aber auch im Westen des Betriebsgeländes im Bereich der Stossau (Probe 59, in 650 m Entfernung vom Werksschlot) zeigten sich Extremwerte.

Die Untersuchungen zeigen deutlich, daß die durch den Kraftfahrzeug-Verkehr bedingten Blei-emissionen gegenüber den industriell verursachten als gering bezeichnet werden können. Und dies, wo doch bis zur Eröffnung des Autobahnabschnittes Villach/Tarvis im Jahr 1986 der gesamte Transitverkehr jahrzehntelang durch Arnoldstein rollte. Die Ergebnisse der straßennahen Bodenproben lassen somit keine Beziehung zwischen Kfz-Emissionen und Bodenbelastung erkennen. Diese Aussage wird im wesentlichen auch durch die Resultate der Bodenuntersuchungen im Bereich der Scheitelstrecke der Tauernautobahn bestätigt, wo die Konzentration der verkehrsspezifischen "klassischen" Parameter Blei, Cadmium und Zink mit zunehmender Entfernung vom Verkehrsträger rasch abnimmt (KASPEROWSKI, FRANK 1989).

KLOKE (1978, 1980) gibt weit verbreitete, "häufige" Gehalte für eine Reihe von Elementen an. Die "Kloke-Werte" für Zink, Cadmium, Blei, Kupfer und Arsen sind in Tabelle 7 angeführt.

<i>Tab. 7: Orientierungsdaten für Gesamtgehalte von Zink, Cadmium, Blei, Kupfer und Arsen in Kulturböden (KLOKE 1978, 1980); Angaben in mg/kg Boden</i>					
	<i>Zink (Zn)</i>	<i>Cadmium (Cd)</i>	<i>Blei (Pb)</i>	<i>Kupfer (Cu)</i>	<i>Arsen (As)</i>
<i>häufig</i>	3 – 50	0,1 – 1	0,1 – 20	1 – 20	0,1 – 20
<i>tolerierbar</i>	300	3	100	100	20

Im allgemeinen bewegen sich die Schwermetallgehalte von Böden, die nicht von spezifischen Quellen beeinflusst sind, in einem relativ engen Konzentrationsbereich. Als Beispiele sind Ergebnisse einiger österreichischer Untersuchungen von Ackerflächen und Gärten für die angeführten Elemente in Tabelle 8 zusammengestellt.

Auch wenn die einzelnen Untersuchungsgebiete wegen unterschiedlicher Ausgangsgesteine nicht unmittelbar vergleichbar sind, geben sie doch einen Eindruck von der Bandbreite der (geogenen und anthropogenen) Grundbelastung.

Tabelle 9 zeigt sowohl allgemein verbreitete Schwermetallgehalte in Kulturböden in ländlichen und großstädtischen Gebieten als auch Gehalte in der Bundesrepublik Deutschland, die auf spezifische Ursachen zurückzuführen sind.

**Tab. 8: Schwermetallgehalte in österreichischen Acker- und Gartenböden
(ohne spezifische Belastung; Angaben in mg/kg Boden)**

	Zink (Zn)	Cadmium (Cd)	Blei (Pb)	Kupfer (Cu)	Arsen (As)	Bemerkungen
<u>Oberösterreich:</u>						
AICHBERGER 1980						
Variationsbreite	6 – 235	0,01 – 0,71	2 – 69	1 – 36	keine Angaben	Böden aus verschiedenen Landschaftsräumen
Mittelwert	65	0,20	15	17		
AICHBERGER et al. 1981						
Variationsbreite	32 – 220	0,07 – 2,4	5 – 131	4 – 82	keine Angaben	zufällige Stichproben aus den Jahren 1970 – 1975
HOFER et al. 1990						
Mittelwert	201	0,52	68	42	9,1	24 Hausgärten
maximaler Wert	408	1,02	160	124	14,9	
<u>Niederösterreich:</u>						
KÖCHL 1987						
Variationsbreite	10,5 – 124,7	0,08 – 0,41	8,4 – 130	5,1 – 75	4,4 – 14,2	Niederterrasse des Marchfelds, Oberboden
Mittelwert	55,6	0,23	19,7	21,7	9,3	
<u>Tirol:</u>						
AMT D. TIR. LR 1988						
Variationsbreite	keine Angaben	0,14 – 5,7	11,0 – 630	keine Angaben	keine Angaben	Tiroler Bodenzustandsinventur, Oberboden
Mittelwert		0,60	61,3			
<u>Steiermark:</u>						
AMT D. STMK. LR 1989 (Umweltschutzbericht)						
Mittelwert	85,5	0,396	30,1	33,4	15,58	Landwirtschaftliches Bodenschutzprogramm, Bodenproben aus 2 oder 3 Horizonten

**Tab. 9: Schadstoffgehalte in landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden
in der Bundesrepublik Deutschland (Angaben in mg/kg Boden)**

Schadstoffart	Allgemein verbreitete Gehalte in Böden landwirtschaftl. Flächen in überwiegend ländlichen Gebieten	in vorrangig Gartenböden großstädtischer Verdichtungsgebiete	Gehalte in Böden mit Schadstoffanreicherungen aus spezifischer Ursache
Zink	20 – 120	80 – 300	800 – > 3.000
Cadmium	0,2 – 1,0	0,5 – 1,5	4 – > 30
Blei	10 – 60	50 – 150	500 – > 2.000
Kupfer	5 – 25	20 – 40	> 200
Arsen	2 – 20	10 – 30	> 80
Quelle: KÖNIG, W.: Untersuchung und Beurteilung von Kulturböden bei der Gefährdungsabschätzung von Altlasten. In: Bodenschutz 4. Lfg I/90			

7.2.1 Zink (Zn)

– Gartenböden

Alle Zinkgehalte der 78 untersuchten Gartenböden im zentralen Untersuchungsgebiet sind als stark erhöht einzustufen. Das Minimum wurde mit 576 mg Zn/kg TS in Probe 17, das Maximum mit 6.390 mg Zn/kg TS in Probe 59 (Stossau) erhoben. Der Median beträgt 1.325 mg Zn/kg TS (vgl. Tab. 4).

Im Vergleich mit den oberösterreichischen Hausgärten liegt selbst der niedrigste Wert der Gartenböden im zentralen Untersuchungsgebiet etwa 40 % über dem dort gemessenen Maximalwert. Selbst der minimale Zink-Wert liegt deutlich über den in der BRD gemessenen Werten für Gartenböden großstädtischer Verdichtungsgebiete und liegt bereits nahe (etwa 30 % geringer) den Gehalten in Böden "mit Schadstoffanreicherungen mit spezifischer Ursache". Der Maximalwert der Gartenböden in Arnoldstein liegt deutlich über der Obergrenze des in Tabelle 9 genannten Wertes.

Die Zinkwerte der Gartenböden der Referenzstandorte liegen insgesamt deutlich unter den Werten der Böden im zentralen Untersuchungsraum, können aber auch als erhöht eingestuft werden. Insbesondere fällt die Probe 95 (Hohenthurn) auf, die mit 816 mg Zink/kg TS höher belastet ist, was auf die meteorologische Situation (Inversionslagen und Windrichtung) zurückzuführen sein könnte. Die Zinkgehalte der Proben 93 (Pöckau) und 100 (Seltschach) sind die niedrigsten aller untersuchten Böden.

– Spiel- und Sportplatzböden

Die Zinkgehalte dieser zwölf untersuchten Böden schwanken sehr stark. Wie bei den Gartenböden ist auch hier der niedrigste Wert mit 451 mg Zn/kg TS (Spielplatz "Konventgarten") als deutlich erhöht anzusehen. Der höchste Wert mit 4.690 mg Zn/kg TS wurde in unmittelbarer Nähe des Emittenten in Probe 2 (Sportplatz der BBU) gemessen. Der Median für Zn beträgt knapp 600 mg/kg TS (vgl. Tab. 5).

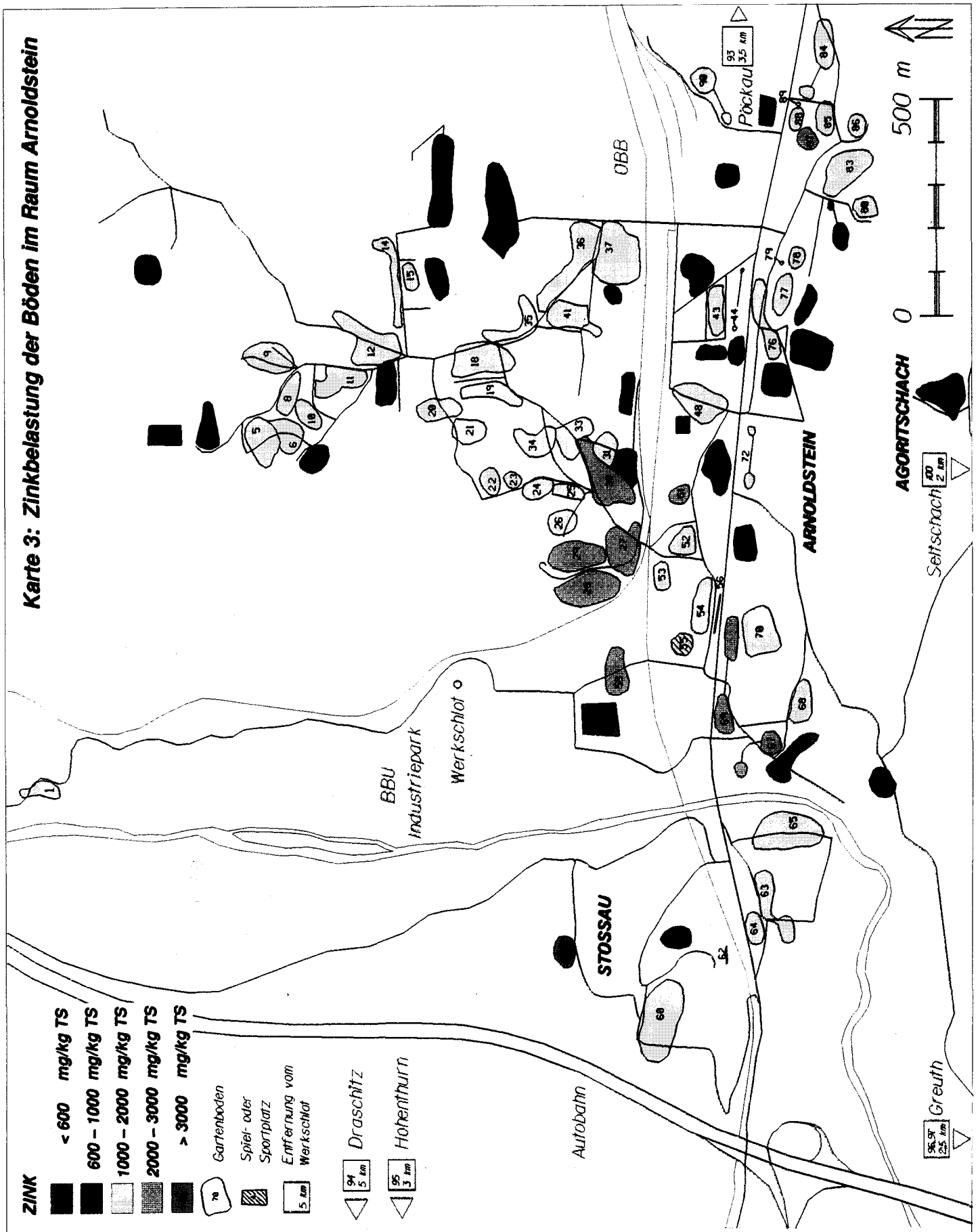
Obwohl Zink ein Mikronährstoff für Pflanzen ist, sei darauf verwiesen, daß es – tritt es im Boden in erhöhten Konzentrationen auf – auf Pflanzen toxisch wirkt. Die Toxizitätsgrenze für ein Schwermetall steht in jedem Fall mit den Bodeneigenschaften pH-Wert, Humusgehalt und Bodenschwere in engem Zusammenhang. Wenn Zink auch zu den relativ gut beweglichen Spurenelementen zählt, ist seine Mobilität aufgrund der hohen pH-Werte in den untersuchten Böden sicherlich eingeschränkt.

7.2.2 Cadmium (Cd)

– Gartenböden

Die Analyse der Gartenböden im zentralen Untersuchungsraum auf ihren Cadmiumgehalt hat durchwegs extrem hohe Werte erbracht. Selbst der gemessene Minimalwert von 3,4 mg Cd/mg TS in den Proben 73 und 98 ist als erhöht einzustufen. Er entspricht mehr als dem Dreifachen des in Oberösterreich ermittelten Maximalwertes und liegt bereits nahe dem Gehalt "mit Schadstoffanreicherungen aus spezifischer Ursache". Der höchste Wert von 25,5 mg Cd/kg TS wurde in Probe 59 (Stossau) ermittelt. Er beträgt beinahe das 25-fache des in Oberösterreich ermittelten Maximalwertes.

Karte 3: Zinkbelastung der Böden im Raum Arnoldstein



CADMIUM

- < 5 mg/kg TS
- 5 – 10 mg/kg TS
- 10 – 15 mg/kg TS
- 15 – 20 mg/kg TS
- > 20 mg/kg TS

Gartenboden

Spiel- oder Sportplatz

Entfernung vom Werkschlot

5 km

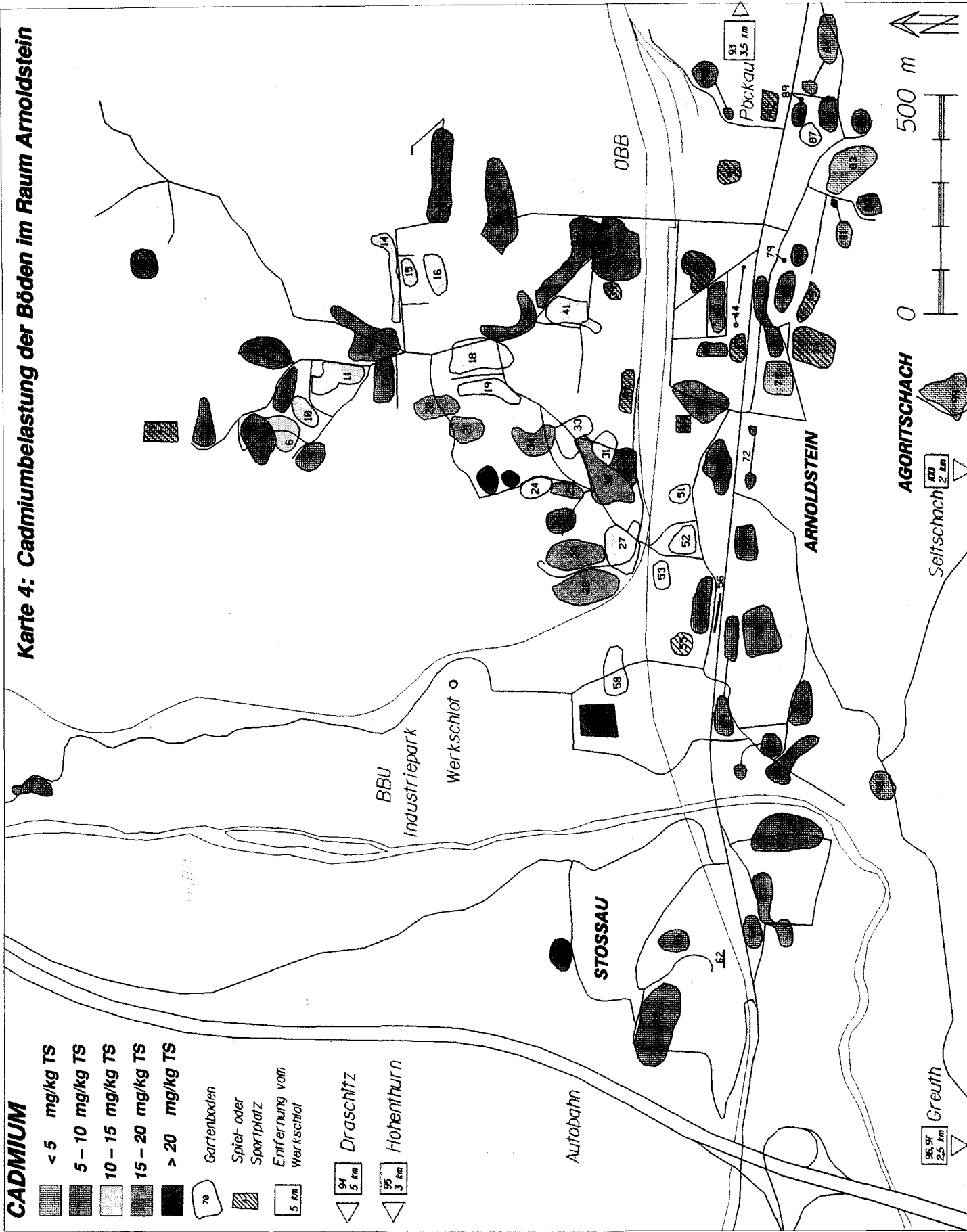
Draschitz

94 5 km

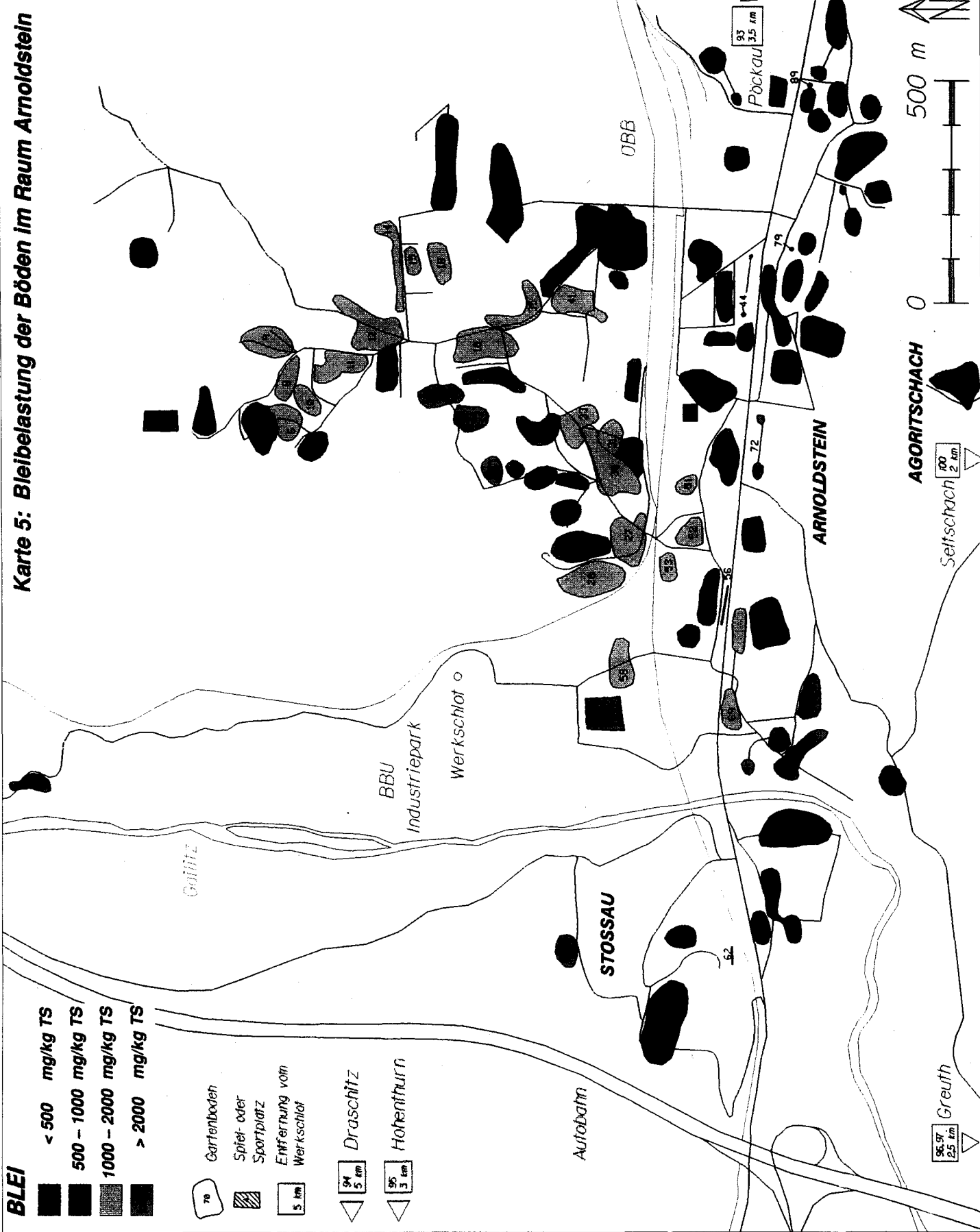
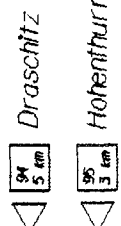
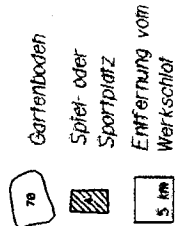
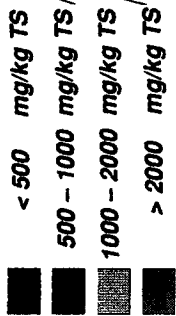
Hohenthurn

95 3 km

Karte 4: Cadmiumbelastung der Böden im Raum Arnoldstein

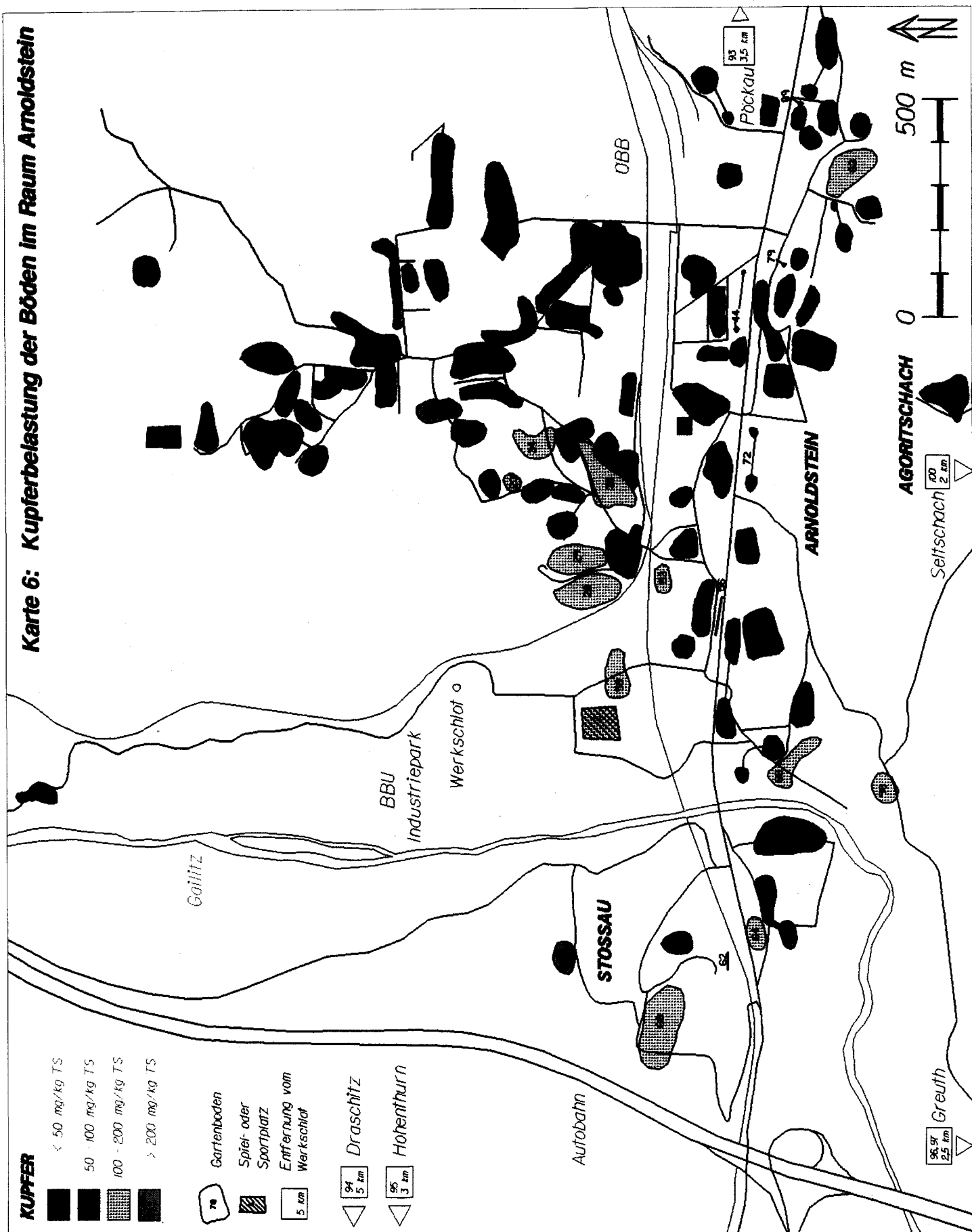


BLEI



Karte 5: Bleibelastung der Böden im Raum Arnoldstein

Karte 6: Kupferbelastung der Böden im Raum Arnoldstein



Bezüglich der Ergebnisse der Referenzstandorte wird festgestellt, daß die Cd-Werte der sieben Proben, bis auf jene aus der Ortschaft Hohenthurn (Probe 95), die 4,8 mg Cd/kg TS enthält, deutlich unter jenen Werten des zentralen Untersuchungsraumes liegen (vgl. Tab. 4).

– Spiel- und Sportplatzböden

Dem Minimalwert von 2,4 mg Cd/kg TS in Probe 74 (Spielplatz "Konventgarten") steht der Maximalwert von 30,9 mg Cd/kg TS in Probe 2 (Sportplatz der BBU) gegenüber. Der Median beträgt 5,1 mg Cd/kg TS. Alle Werte sind als erhöht einzustufen (vgl. Tab. 5).

Das Element Cadmium wirkt toxisch auf Mensch und Tier. Die Mobilität im Boden und damit die Verfügbarkeit für Pflanzen bzw. die Auswaschungsgefahr ins Grundwasser ist stark vom pH-Wert und Humusgehalt abhängig. Über pH 6,5 sowie bei hohem Humusgehalt (beides ist bei allen untersuchten Bodenproben gegeben) ist die Mobilität im Boden verringert. Die Mobilität des Cadmiums ist zusätzlich von der Bodenart abhängig. Bei leichten Böden (wie sie teilweise im Untersuchungsgebiet vorliegen), ist die Mobilität höher als bei schweren (vgl. Kap. 7.1).

7.2.3 Blei (Pb)

– Gartenböden

Insgesamt sind die Bleigehalte in den Gartenböden des zentralen Untersuchungsraumes als sehr bis extrem hoch zu bezeichnen. Die Bleiwerte schwanken zwischen 340 und 5.700 mg Pb/kg TS. Der Minimalwert liegt damit mehr als doppelt so hoch als der in Oberösterreich gefundene Maximalwert; der Maximalwert sogar um das 35-fache! Der Median liegt bei 867 mg/kg TS. Obwohl diese Zahlen auf eine stark unterschiedliche Belastung hinweisen, ist auch der niedrigste Wert (Probe 98) deutlich erhöht (vgl. Tab. 4). Vergleicht man den Median mit den Orientierungsdaten nach KLOKE, so überschreitet dieser die Empfehlungen um mehr als das 7-fache.

Vermutungen, daß die Gartenböden in der unmittelbaren Umgebung der Bundesstraße 83 durch die jahrzehntelange Belastung mit bleihaltigen Kfz-Emissionen eine stärkere Bleikontamination als abgelegene Böden aufweisen würden, haben sich nicht bestätigt. Der untersuchte Boden in Seltzschach (Probe 100) erbrachte mit 110 mg Pb/kg TS insgesamt den niedrigsten Wert, gefolgt von 150 mg Pb/kg TS in Pöckau (Probe 93). Einzig der Wert von Hohenthurn mit 433 mg Pb/kg TS liegt höher (vgl. Tab. 4).

– Spiel- und Sportplatzböden

In den Bodentiefen 0 bis 5 cm der Spiel- und Sportplatzböden ist auch der niedrigste Bleigehalt in Probe 45 (303 mg Pb/kg TS), wie bei den Gartenböden, als erhöht anzusehen. Der Median liegt bei knapp 400 mg/kg TS. Das Ergebnis der Probe 2 (Sportplatz der BBU) – knapp über 3.000 mg Pb/kg TS – ist mit Abstand am höchsten.

7.2.4 Kupfer (Cu)

– Gartenböden

Hinsichtlich der Gesamtgehalte an Kupfer weist schon der Median von 77,7 mg Cu/kg TS darauf hin, daß keine außergewöhnliche Belastung der Gartenböden vorliegt. Der niedrigste Wert mit 40,2 mg Cu/kg TS wurde in Probe 1, der höchste Wert mit 247 mg Cu/kg TS in Probe 59 (Stossau) ermittelt (vgl. Tab. 4). Der Median der Kupfergehalte dieser Gartenböden liegt mit knapp unter 80 mg Cu/kg TS durchaus im Bereich der in Oberösterreich gemessenen Werte. Einige wenige Proben liegen allerdings mehr oder weniger deutlich über den von KLOKE genannten Orientierungsdaten für Gesamtgehalte von Kupfer (unter 20 %).

Die Kupfergehalte in den Gartenböden der Referenzstandorte liegen etwas niedriger als der Median der Gartenböden des zentralen Untersuchungsraumes.

– Spiel- und Sportplatzböden

Generell liegen die Kupferwerte der zwölf untersuchten Spiel- und Sportplatzböden unter den Werten der Gartenböden. Der Median beträgt 55 mg Cu/kg TS. Den höchsten Wert weist wiederum der Boden des Sportplatzes der BBU mit 185 mg Cu/kg TS auf (vgl. Tab. 5).

Kupfer kommt praktisch in allen Böden und auch in höheren Organismen sowie im menschlichen Körper als Spurenelement vor. Dieses Element ist essentiell für Pflanze, Tier und Mensch.

7.2.5 Arsen (As)

Die Analyse der flächendeckenden Untersuchung der Gartenböden in der Ortschaft Hohenthurn (vgl. Karte 3) wurde um das Element Arsen erweitert. Vergleicht man die Ergebnisse mit jenen aus Hausgärten in Oberösterreich (vgl. Tab. 8), so liegt dort der Maximalwert von 14,9 mg As/kg TS noch erheblich unter dem Minimalwert der Arsengehalte, der in Hohenthurn ermittelt wurde. Der Maximalwert beträgt sogar 87,2 mg As/kg TS. Setzt man diesen Wert in Relation zu Werten, die in landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden in der Bundesrepublik Deutschland genannt werden (vgl. Tab. 9), so entspricht dieser Wert "Schadstoffanreicherungen aus spezifischer Ursache". Die übrigen 11 Böden entsprechen nach BRD-Angaben "vorrangig Gartenböden großstädtischer Verdichtungsgebiete". Vergleicht man die Arsen-Werte dieser Böden mit den Orientierungsdaten nach KLOKE (vgl. Tab. 7), so liegen diese Hohenthurner Böden beurteilt nach dem Median knapp über dem tolerierbaren Bereich.

In Tabelle 6 sind die Ergebnisse der Arsengehalte der vier Standorte, die entlang eines Gradienten ausgewählt wurden, angeführt. Der weitaus höchste Wert wurde in Probe 2 (Sportplatz der BBU), der dem Werksschlot nächstgelegenen Fläche ermittelt. In den beiden Gartenböden in 630 bzw. 1.050 m Entfernung vom Werksschlot wurden Werte gefunden, die zwischen 24,1 und 25,2 mg As/kg TS liegen. Im Gartenboden des Referenzstandortes 93, der 3.800 m entfernt vom Werksschlot liegt, beträgt der Arsengehalt 11,8 mg As/kg TS. Vergleicht man diese Ergebnisse wiederum mit dem in Oberösterreich gefundenen Höchstwert für Hausgärten, so liegen selbst die Werte der beiden

Gartenböden des zentralen Untersuchungsgebietes deutlich über dem oberösterreichischen Wert. Zieht man zur Beurteilung die Orientierungsdaten von KLOKE (vgl. Tabelle 7) heran, so übersteigen die Arsenwerte der zwei genannten Bodenproben deutlich den tolerierbaren Bereich von 20 mg As/kg TS.

7.3. Dioxine in Böden

Unter dem Sammelbegriff "Dioxine" wird eine Gruppe von 210 verschiedenen tetra- bis oktachlorierten aromatischen Kohlenwasserstoffen (polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane, PCDD/PCDF) zusammengefaßt, von denen die 2,3,7,8-substituierten besondere toxikologische Bedeutung besitzen. Um festzustellen, ob Dioxine bei der Schadstoffbelastung im Untersuchungsgebiet eine Rolle spielen, wurden 3 ausgewählte Bodenproben entlang eines Schwermetallgradienten auf Dioxine analysiert.

Tabelle 10 zeigt die Meßwerte der einzelnen 2,3,7,8-substituierten PCDD/PCDF und zur Bewertung in der letzten Zeile sogenannte "Toxizitätsäquivalente" (berechnet mit den "Internationalen Toxizitätsäquivalenzfaktoren", I-TE), womit die Toxizität des Gemisches verschiedener PCDD/PCDF abgeschätzt werden kann.

<i>Tab. 10: Dioxine in Böden</i> <i>(2,3,7,8-substituierte PCDD/PCDF und Internationale Toxizitätsäquivalente – I-TE – in ng/kg)</i>			
	Standort 2 (Sportplatz)	Standort 51 (Garten)	Standort 88 (Garten)
2378-TCDD	1,75	0,80	0,45
12378-PeCDD	2,90	5,18	1,30
123478-HxCDD	2,30	3,05	2,58
123678-HxCDD	2,70	9,25	9,83
123789-HxCDD	1,95	5,40	3,23
1234678-HpCDD	10,75	208,75	298,38
OCDD	47,13	1.166,65	1.676,78
2378-TCDF	3,93	7,55	5,95
12378-PeCDF	1,65	4,88	5,98
23478-PeCDF	3,00	7,95	5,60
123478-HxCDF	3,15	6,70	18,80
123678-HxCDF	2,10	6,00	6,98
234678-HxCDF	2,33	6,68	9,75
123789-HxCDF	n.n.	n.n.	2,25
1234678-HpCDF	7,70	79,83	150,38
1234789-HpCDF	n.n.	n.n.	35,13
OCDF	13,50	155,65	604,73
I-TE	6,9	16,3	17,3

Für Dioxine in Böden gibt es in Österreich wie auch in anderen Staaten keine Grenzwerte. In Deutschland wurden vom Bundesgesundheitsamt Berlin Richtwerte formuliert, die mit leichten Modifizierungen von der deutschen "Bund/Länder-Arbeitsgruppe Dioxine" übernommen wurden. Nach diesen Richtwerten sind auf Kinderspielplätzen Maßnahmen ab 100 ng/kg und Maßnahmen in Siedlungsgebieten ab 1.000 ng/kg Toxizitätsäquivalenten notwendig. Für landwirtschaftliche und gärtnerische Bodennutzung gilt für eine Bodenbelastung zwischen 5 und 40 ng/kg Toxizitätsäquivalenten die Empfehlung von Prüfaufträgen und Handlungsempfehlungen im Sinne der Vorsorge.

Die in den Gartenböden gemessenen Werte (vgl. Tab. 10) sind als erhöht einzustufen und liegen im Bereich zwischen 5 und 40 ng/kg Toxizitätsäquivalenten. Aufgrund der Schwermetallbelastungen wurden bereits Nutzungseinschränkungen und Sanierungsempfehlungen ausgesprochen. Darüber hinausgehende Empfehlungen aufgrund der gemessenen Dioxinbelastungen sind nicht notwendig.

7.4 Schwermetalle in Komposten

Die vier Kompostproben zeigen hinsichtlich der besonders umweltrelevanten Belastungen (Blei, Cadmium) stark unterschiedliche Werte.

Die Gegenüberstellung der ermittelten Werte mit den Toleranzgrenzen nach ÖNORM S 2022 zeigt – ausgenommen von Zink – teilweise wesentliche Überschreitungen der ohnehin weit ausgelegten Toleranzgrenzen. Auch die innerhalb des tolerierbaren Bereiches liegenden Werte sind in dessen oberem Drittel angesiedelt (vgl. Tab. 11).

<i>Tab. 11: Schwermetallgehalte in Komposten; Angaben in mg/kg Trockensubstanz</i>			
<i>Probe</i>	<i>Zink (Zn)</i>	<i>Cadmium (Cd)</i>	<i>Blei (Pb)</i>
1 (82)	1.270	4,0	600
2 (10)	910	9,0	1.350
3 (3)	890	26,7	670
4 (69)	1.110	5,1	910
<i>Minimum</i>	890	4,0	600
<i>Maximum</i>	1.270	26,7	1.350
<i>Median</i>	1.010	6,0	790
<i>tolerierbarer Bereich (ÖNORM S 2022)</i>	300 – 1.500	1 – 6	200 – 900

8 BEURTEILUNG DER ERGEBNISSE

8.1 Richt- und Grenzwerte als Maßstab für die Bewertung der Schadstoffbelastung von Böden

Grundsätzlich sollten die "natürlichen" Konzentrationen an human-, phyto- und/oder zootoxischen Schwermetallen in Böden erhalten und nicht erhöht werden. Schwermetalle können aus dem Boden im allgemeinen nicht mehr entfernt werden. Das Risiko dafür tragen nicht nur die jetzt lebende, sondern auch zukünftige Generationen. Auf Bodenricht- und Bodengrenzwerten beruhende Maßnahmen können – der Not gehorchend – nur dazu dienen, die negativen Auswirkungen bereits vorhandener Belastungen auf Menschen, Tiere, Pflanzen, Grundwasser und Ökosysteme zu minimieren.

Ausgehend von der Aufnahme der Metalle durch die Pflanzen (als direkte oder indirekte Transporteure zum Menschen) wurden von KLOKE (1978, 1980) "tolerierbare" Gesamtgehalte im Boden für eine Reihe von Elementen formuliert (vgl. Tab. 7). Richt- und Grenzwerte in Lebens- und Futtermitteln können dann eingehalten werden, wenn die "tolerierbaren" Gesamtkonzentrationen im Boden nicht überschritten werden. Diese "Kloke-Werte" wurden in erster Linie für landwirtschaftliche Produktionsflächen formuliert.

In Österreich wurden die "Kloke-Werte" für eine Reihe von Schadelementen in die Klärschlammverordnungen einzelner Bundesländer übernommen (vgl. Tab. 12). Sie gelten somit als Grenzwerte für die Klärschlammausbringung auf landwirtschaftliche Nutzflächen, womit dem Ziel der Erhaltung "tolerierbarer" Bodenbelastungen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen Rechnung getragen wird.

In den neueren Klärschlammverordnungen wurden die Grenzwerte für Cadmium niedriger als der Kloke-Wert von 3 mg/kg angesetzt (vgl. Tab. 12). Damit wurde den Erkenntnissen über die Pflanzenverfügbarkeit von Cadmium Rechnung getragen.

Tab. 12: Zulässiger Gesamtgehalt an den Schwermetallen Zink, Cadmium, Blei und Kupfer im Boden laut österreichischer Klärschlammverordnungen und der Klärschlammrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft (EG); Angaben in mg/kg Boden

	Zink (Zn)	Cadmium (Cd)	Blei (Pb)	Kupfer (Cu)
<i>Vorarlberg (LGBI. 31/1987)</i>	300	3	100	100
<i>Steiermark (LGBI. 89/1987)</i>	300	2	100	100
<i>Niederösterreich (LGBI. 13/1989)</i>	300	2	100	100
<i>Oberösterreich (LGBI. 10/1990)</i>	300	1	100	100
<i>Burgenland (LGBI. 82/1991)</i>	300	2	100	100
<i>EG Klärschlamm-Richtlinie (1986)</i>	150 – 300	1 – 3	50 – 300	50 – 140

Die Werte der österreichischen Klärschlammverordnungen beziehen sich auf Gesamtgehalte und sind als vorsorgendes Instrumentarium zur mittel- und langfristigen Vermeidung von Schädigungen durch Anreicherungen in Böden und nachfolgend in Pflanzen zu verstehen.

In **Nordrhein-Westfalen** (NRW, Deutschland) wurden mit den "Schwellenwerten für anorganische Schadstoffe in Kulturböden im Hinblick auf weitergehende Untersuchungen (Nutzpflanzen)" (LÖLF 1988) die "Orientierungswerte" nach KLOKE (1978, 1980) bei einigen Elementen modifiziert. Das "Mindestuntersuchungsprogramm Kulturböden" wurde als Hilfsinstrument für die Untersuchung und Beurteilung kontaminierter Böden im Hinblick auf eine landwirtschaftliche oder gärtnerische Nutzung konzipiert. Die genannten Schwellenwerte (vgl. Tab. 13) sind als Anhaltspunkte für die Notwendigkeit weitergehender Untersuchungen (Boden/Pflanze) zu verstehen. Wesentliche Änderungen sind die Herabsetzung des Cd-Wertes von 3 auf 2 mg/kg Boden, in sorptionschwachen Böden mit einem pH < 6,5 auf 1 mg/kg Boden und die Heraufsetzung der Blei- bzw. Zinkwerte speziell für Gartenböden auf 300 bzw. 500 mg/kg Boden.

In der **Schweiz** (SCHWEIZER BUNDESRAT, 1986) wurden Richtwerte für den Totalgehalt (HNO_3 -Auszug) und den löslichen Gehalt (NaNO_3 -Auszug) für eine Reihe von Elementen festgelegt. Ziel ist es, die Bodenfruchtbarkeit langfristig zu sichern. Die Richtwerte wurden ursprünglich von den Kloke-Werten abgeleitet, aber für nahezu alle Schwermetalle niedriger festgesetzt. Damit wurde der geringeren Löslichkeit der Schwermetalle im HNO_3 -Auszug gegenüber dem sonst üblichen Königswasserauszug, aber auch der Funktion der Richtwerte als Maßstab zur Immissionsbegrenzung Rechnung getragen (vgl. Tab. 13).

In den **Niederlanden** wurden zur Einstufung des Kontaminationsgrades von Böden im konkreten Fall die "ABC-Werte" entwickelt (Ministerium für Wohnungswesen, Raumordnung und Umwelt 1988). Die A-Werte orientieren sich an den natürlichen Konzentrationen im Boden und wurden 1988 durch Bezugswerte, die den Tongehalt und den organischen Gehalt berücksichtigen, ersetzt. Die B- und C-Werte geben ein Indiz für die Notwendigkeit einer weiteren Untersuchung bzw. von Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen (vgl. Tab. 13).

In **Großbritannien** wurde ein Leitfaden zur Beurteilung kontaminierter Böden in städtischen und industriell genutzten Gebieten veröffentlicht (ICRCL 1987), in dem "Schwellenwerte" eingeführt wurden, wobei die Werte für Cadmium und Blei nach Nutzungsarten differenziert sind (vgl. Tab. 13).

Ausgelöst durch eine Reihe von Schadensfällen begannen Mitte der 80er Jahre – vor allem in der Bundesrepublik Deutschland – Bemühungen um differenziertere Bewertungsmaßstäbe für Böden zum Zweck der Vorsorge und Gefahrenabwehr. Eine standortgerechte, nutzungs- und schutzgutbezogene Bewertung gewann an Bedeutung. Ökologische Aspekte – wie z.B. Risiken für Grund- und Oberflächenwasser durch Tiefenverlagerung und Erosion, Beeinträchtigung des Bodenlebens und Artenverschiebungen in naturnahen Ökosystemen wurden berücksichtigt. Aufgrund der großen Zahl von Altablagerungen und Altlasten mußten auch ökonomische und technische Aspekte miteinbezogen werden. Insbesondere wurde die Aufnahme auch anderer als landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzter Böden in die Bewertungsschemata notwendig.

Tab. 13: Richtwerte für die Schwermetallgehalte an Zink, Cadmium, Blei und Kupfer in Böden (verschiedene europäische Staaten; Angaben in mg/kg Boden)

		Zink (Zn)	Cadmium (Cd)	Blei (Pb)	Kupfer (Cu)	Bemerkungen
Deutschland:						
NRW-Mindestunter- suchungsprogramm		500	2 1	300	100	Schwellenwert, konzipiert für Einwirkungs- pfad Kulturboden/Nutzpflanze, dient der Beurteilung, ob weitere Untersuchungen erforderlich sind
Kulturboden (LÖLF 1988)			(bei pH<6,5 oder sorptionsschwachen Böden)			
NRW-Kinder- spielplatzlerlaß	I	–	2	200	–	Richtwerte für: I = Einzelfallüberprüfung
(MAGS 1990)	II	–	10	1.000	–	II = unverzügliche Sanierung für Spiel- sand und vegetationsfreies Umfeld
"Berliner Liste"						
(Amtsblatt für Berlin 1990)	Ia	500	2	100	200	Eingreifwerte für: Ia = Wasserschutzgebiet
	Ib	300	1,5	100	100	Ib = Flächen mit sensiblen Nutzungen
	II	2.000	10	500	500	II = Urstromtal
	III	3.000	20	600	600	III = Hochflächen
Hamburg						
(Schuldt 1990)	N	500	2	300	100	Prüfwert für: N = Nutzpflanzenanbau
	G	1.000	5	300	300	G = Grundwasser
	D	2.000	40	500	500	D = Mensch – Dauerbelastung
	A	2.000	40	3.000	3.000	A = Mensch – akute Belastung
Schweiz:						
VSBö 1986						Richtwerte für Verhinderung eines weiteren Schadstoffeintrags
	T	200	0,8	50	50	T = Totalgehalt (HNO ₃ -Auszug)
	L	0,5	0,03	1,0	0,7	L = löslicher Gehalt (NaNO ₃ -Auszug)
Niederlande:						
Niederländischer Leitfaden zur Bodenbewertung und -sanierung 1988	A	140	0,8	85	36	A = Referenzkategorie (natürlicher Wert)
	B	500	5	150	100	B = Kategorie für nähere Untersuchung
	C	3.000	20	600	500	C = Kategorie für Sanierungs- untersuchung
Großbritannien:						
Britische Boden- richtwerte (Aus- lösekonzentratio- nen; ICRL 1987)	1		3	500		1 = Haus- und Kleingärten
	2		15	2.000		2 = Parkanlagen, Sport- und Freiflächen
	3	300			130	3 = jede Nutzung, bei der Pflanzen wachsen sollen

Im Resumée der DECHEMA–Arbeitsgruppe "Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz" (DECHEMA 1989) wird festgestellt, daß in Abhängigkeit von der Nutzung und der davon abhängigen Wahl der Schutzgüter eines oder mehrere der folgenden Schutzziele erreicht werden müssen:

- **Belastete Flächen:** die Gesundheit des Menschen darf durch direkte Einwirkungen wie Inhalation, Ingestion und Hautkontakt nicht gefährdet werden.
- **Landwirtschaftlich, gärtnerisch und ein Teil der forstlich genutzten Flächen:** die Belastung des Biokreislaufes darf weder zu einer Ertragseinbuße bei Nutzpflanzen und –tieren noch zu einer den Menschen gefährdenden Anreicherung in Nahrungsmitteln führen.
- **Flächen, die generell als Pflanzenstandort von Bedeutung sind:** die Bodenbelastung darf keine nachteilige Veränderung der Vitalität der Pflanzen und Bodenorganismen bewirken.
- **Flächen mit Biotopschutz und naturnahe Wälder:** die Belastung des Biokreislaufes darf die Vitalität der Biozönosen nicht nachteilig verändern.
- **Generell:** der Stoffaustrag in Gewässer darf zu keiner nachteiligen Veränderung der Oberflächengewässer oder des Grundwassers führen.

8.2 Das "Drei–Bereiche–System" nach Kloke für die Bewertung von Böden mit Schadstoffbelastung

Zur Bewertung von belasteten Böden wurde von KLOKE (1988, 1991) das "Drei–Bereiche–System" entwickelt. Dabei wurden – unter Einbeziehung urbaner Böden – auch andere Schutzgüter neben dem Schutzgut "Pflanze" berücksichtigt. Insbesondere wird der Mensch in die Betrachtung miteinbezogen. In einem Stufenmodell werden dabei verschiedene Nutzungsarten berücksichtigt.

Die drei Bereiche des Bewertungssystems ordnen die fließenden Übergänge der Schadstoffbelastungen in Böden und werden von KLOKE wie folgt definiert (vgl. Abb. 5):

Bereich A: "Unbedenklichkeitsbereich"

- *"normale", seit altersher vorhandene Gehalte, bisher (weitgehend) frei von anthropogen bedingten Einflüssen, die es zu bewahren gilt.*

Bereich B: "Toleranzbereich"

- *schutzgut– und nutzungsbezogene Gehalte, die den Schutzgütern (Menschen, Tiere, Pflanzen, Ökosystemen ...) keinen Schaden zufügen und die es zu tolerieren gilt.*

Bereich C: "Toxizitätsbereich"

- *Gehalte, die Schutzgütern Schaden zufügen. Bei diesen Gehalten ist zu sanieren.*

Der Bereich A wird vom Bereich B durch den Bodenwert I (BW I), der Bereich B vom Bereich C durch den BW III abgegrenzt. Der BW II liegt im Bereich B und ist jener schutzgut– und nutzungsbezogene Gehalt, der trotz dauernder Einwirkung auf die jeweiligen Schutzgüter deren "normale" Lebens– und Leistungsqualität auch langfristig nicht negativ beeinträchtigt. Er hat einen deutlichen Sicherheitsabstand zum BW III.

Tab. 14: Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für Zink, Cadmium, Blei, Kupfer und Arsen in Böden (Stand: Mai 1991; KLOKE und EIKMANN 1991; KLOKE 1991; Angaben in mg/kg Boden)

Nutzungsarten	Bodenwert BW ***)	Zink (Zn)	Cadmium (Cd)	Blei (Pb)	Kupfer (Cu)	Arsen (As)
0 Multifunktionale Nutzungsmöglichkeit	BW I	150	1	100	50	20
1 Kinderspielplätze *)	BW II BW III	300 2.000	2 10	200 1.000	50 250	20 50
2 Haus- und Kleingärten	BW II BW III	300 600	2 5	300 1.000	50 200	40 80
3 Sport- und Bolzplätze **)	BW II BW III	300 2.000	2 5	200 1.000	100 300	35 90
4 Park- u. Freizeitanlagen, unbefestigte vegetationsarme Flächen	BW II BW III	1.000 3.000	4 15	500 2.000	200 600	40 80
5 Industrie-, Gewerbe- und Lagerflächen, unversiegelt	BW II BW III	1.000 3.000	10 20	1.000 2.000	300 1.000	50 150
6 Industrie-, Gewerbe- und Lagerflächen, versiegelt oder bewachsen	BW II BW III	1.000 3.000	10 20	1.000 2.000	500 2.000	50 200
7 Landwirtschaftliche Nutzflächen, Obst- und Gemüsebau	BW II BW III	300 600	2 5	500 1.000	50 200	40 50
8 Nicht agrarische Ökosysteme	BW II BW III	300 600	5 10	1.000 2.000	50 200	40 60

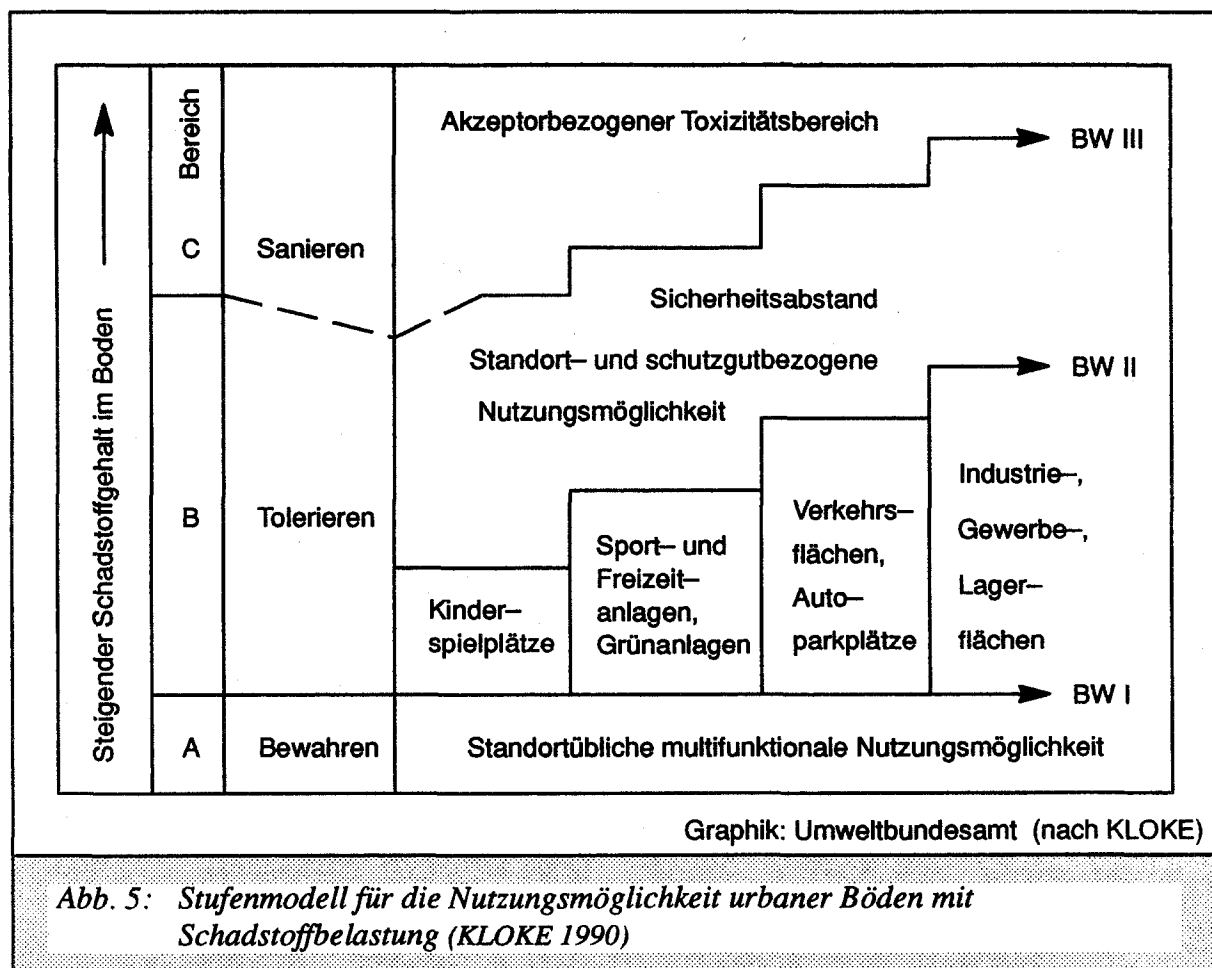
*) Bei den Metallen Cd und Pb sind BW II und BW III identisch mit den Richtwerten I und II des Kinderspielplatzzerlasses aus NRW (Deutschland)

**) Die BW II der Metalle Cd und Pb entsprechen den Vorschlägen des Hygieneinstitutes des Ruhrgebietes/Gelsenkirchen.

***) Bodenwert I = BW I = UNBEDENKLICHKEITSWERT = Oberer, geogen und pedogen bedingter Istwert natürlicher Böden ohne wesentliche, anthropogen bedingte Einträge;
Bodenwert II = BW II = TOLERANZWERT = Schutzgut- und nutzungsbezogener Gehalt in Böden, der trotz dauernder Einwirkung auf die jeweiligen Schutzgüter deren "normale" Lebens- und Leistungsqualität auch langfristig nicht negativ beeinträchtigt.

Bodenwert III = BW III = TOXIZITÄTSWERT = Gehalt im Boden, bei dem Schäden an Schutzgütern wie Pflanze, Tier und Mensch sowie an Nutzungen und Ökosystemen erkennbar werden.

Tabelle 14 zeigt die nutzungs- und schutzgutbezogenen Orientierungswerte (Eikmann-Kloke-Werte) für die Elemente Zink, Cadmium, Blei und Kupfer (KLOKE u. EIKMANN 1991).



In Tabelle 15 sind die Kriterien für die verschiedenen Nutzungsarten aufgelistet. Hervorzuheben ist, daß sich die Orientierungswerte bei Kinderspielflächen ausschließlich auf intensiv durch Kleinkinder genutzte vegetationsfreie Bereiche, bei Haus- und Kleingärten auf den Bereich der Beete und auf vegetationsarme Flächen sowie bei Sport- und Bolzplätzen auf Tennenflächen und vegetationsfreie Areale beziehen.

Für den Erlass "Metalle auf Kinderspielflächen" aus Nordrhein-Westfalen (MAGS 1990) wurden Richtwerte nach denselben Kriterien wie die Eikmann-Kloke-Werte (Nutzungsart Kinderspielflächen) abgeleitet. Diese Kriterien finden sich in VIERECK et al. (1991). Die Richtwerte I und II des nordrhein-westfälischen Kinderspielflächen-Erlasses für Blei und Cadmium sind somit ident mit den Eikmann-Kloke-Bodenwerten II und III.

Die Beurteilung der Belastung der im Rahmen dieser Studie untersuchten Garten-, Spielfeld- und Sportplatzböden erfolgt auf Grundlage der Eikmann-Kloke-Werte bzw. der Richtwerte des Kinderspielflächen-Erlasses aus Nordrhein-Westfalen.

Tab. 15: Kriterien für verschiedene Nutzungsarten (KLOKE und EIKMANN 1991)

Nr.	Nutzungsart	Nutzergruppe– Schutzgut	Aufnahme– pfad	Boden– bereiche	Boden- tiefe*
1	Kinderspiel- plätze	Kleinkinder, Begleitpersonen	oral	Spielsand, vegetations– freies Umfeld	35 cm
2	Haus– und Kleingärten	Kinder Erwachsene	oral inhalativ	Beete vegetations– arme Bereiche	35 cm
3	Sport– und Bolzplätze	Sportler Jugendliche	inhalativ	Tennenflächen vegetations– freie Areale	10 cm
4	Park– und Freizeitanlagen unbefestigte vegetations– arme Flächen	Erwachsene Kinder	inhalativ oral	unbefestigte vegetations– arme Flächen	10 cm
5	Industrie–, Gewerbe– und Lagerflächen, unversiegelt	Erwachsene im erwerbs– fähigen Alter	inhalativ Wasserpfad	unbefestigte vegetations– freie Flächen	10 cm
6	Industrie–, Gewerbe– und Lagerflächen versiegelt oder bewachsen	Erwachsene im erwerbs– fähigen Alter Grundwasser	(inhalativ) Wasserpfad	befestigte und bewachsene Flächen	je nach Standort bis 35 cm
7	Landwirtschaft– liche Nutz– flächen Obst– und Gemüsebau	Pflanze, Nahrungs– und Futterkette	oral Pflanzenpfad	Ackerland Gemüseland Obstflächen Grünland	Mutter– boden bis 35 cm 10 cm
8	nicht– agrарische Ökosysteme	Grundwasser Wild– und Forstpflanzen	oral Wasserpfad Pflanzenpfad	Forst, Wald Ödland naturbelassene Flächen	Oberboden je nach Bodenprofil bis 50 cm
* Wenn der Verdacht besteht, daß die Bodenverunreinigung mehr als die genannte Bodentiefe umfaßt, ist der Boden in der gesamten Dränzonentiefe zu untersuchen.					

8.3 Bewertung der Schwermetallbelastung der untersuchten Flächen

Im folgenden Abschnitt wird eine Bewertung der Belastung der Böden mit den untersuchten Schwermetallen vorgenommen. Bei den Nutzungsarten, bei denen der Belastungspfad Boden – Pflanze – Mensch entscheidend in die Erstellung der Kriterien eingegangen ist, gilt die Voraussetzung, daß der Neueintrag von Schwermetallen aus der Luft für die Belastung von Pflanzen vernachlässigt werden kann. Nach dem Gutachten des Amtes der Kärntner Landesregierung zur Emissions- und Immissionssituation der Betriebsanlagen des Industriestandortes Gailitz–Arnoldstein ist dies möglicherweise nicht der Fall. Es wäre dann vordringlich, die Immissionen auf ein Maß zu senken, das Pflanzen nicht mehr negativ beeinflusst.

In den Böden des Untersuchungsgebietes wurden stark erhöhte Gesamtgehalte der Elemente Zink, Cadmium und Blei gefunden. Zink und Cadmium gelten als im Boden mobil und sind damit für Pflanzen gut verfügbar, aber auch leicht ins Grundwasser auswaschbar, während Blei im Boden sehr immobil ist (vgl. SAUERBECK 1985; SAUERBECK und LÜBBEN 1991).

Für die Beurteilung ist von Bedeutung, daß überhöhte Zinkwerte im Boden in erster Linie negative Wirkungen auf das Pflanzenwachstum haben (Phytotoxizität). Dagegen tritt bei der Beurteilung die Humantoxizität in den Hintergrund.

Erhöhte Cadmiumwerte im Boden bewirken hingegen Cadmiumgehalte in Nahrungs- und Futterpflanzen, die human- und zootoxikologische Bedeutung haben, bevor sich Wirkungen auf das Pflanzenwachstum zeigen. Bei der Beurteilung steht die Human- und Zootoxizität im Vordergrund. Die beiden Belastungspfade, nämlich der direkte (Ingestion und Inhalation von Bodenteilchen) und der indirekte (über belastete Nahrungs- und Futterpflanzen) sind für die Beurteilung der Bodenbelastung von Bedeutung.

Erhöhte Bleigehalte im Boden haben zoo- und humantoxikologische Bedeutung, während die phytotoxische Wirkung gering zu sein scheint. Einige Nutzpflanzenarten reichern Blei trotz seiner geringen Verfügbarkeit in einem Ausmaß an, das bei landwirtschaftlicher oder gärtnerischer Nutzung berücksichtigt werden muß.

Die Schadelemente Cadmium und Blei stehen wegen der wesentlich größeren humantoxikologischen Relevanz bei der folgenden Beurteilung der untersuchten Garten-, Spiel- und Sportplatzböden gegenüber Zink im Vordergrund. Die ebenfalls untersuchten Kupfergehalte der Böden sind vergleichsweise wenig auffällig.

8.3.1 Bewertung und Empfehlungen für die Haus- und Kleingärten

Die Orientierungswerte für Cadmium im Hinblick auf die Nutzungsart Haus- und Kleingärten (BW II: 2 mg/kg und BW III 5 mg/kg, vgl. Tab. 14) sind aus der im Vergleich zu anderen Schwermetallen guten Pflanzenverfügbarkeit des Cadmiums abgeleitet. Für Blei gilt ein BW II von 300 mg/kg und ein BW III von 1.000 mg/kg.

Ein Überschreiten des BW III bedeutet, daß nicht von vornherein sichergestellt ist, daß Richtwerte für Schwermetalle in Pflanzen für den Verzehr bzw. für Futtermittel eingehalten werden können.

Von den 78 untersuchten Probestellen im zentralen Untersuchungsgebiet liegen, bezogen auf die Cadmiumbelastung, nur 4 unter dem BW III und somit im Bereich B (Toleranzbereich), alle anderen über dem BW III und somit im Bereich C (Toxizitätsbereich) für die Nutzungsart Haus- und Kleingärten. Für Blei liegen 43 der untersuchten Flächen unter dem BW III und somit im Bereich B (Toleranzbereich), alle anderen im Bereich C (Toxizitätsbereich) für die genannte Nutzungsart (vgl. Tab. 4 und 14).

Es wurde daher empfohlen, im gesamten zentralen Untersuchungsgebiet (vgl. Karte 2) solange keine Pflanzen für Nahrungs- bzw. Futtermittel (für Tiere, die für den menschlichen Verzehr geeignet sind) anzubauen, bis der Nachweis erbracht ist, daß die für den Verzehr geeigneten Pflanzenteile tolerierbare Cadmium- und Bleikonzentrationen enthalten.

Nutzpflanzen, die besonders leicht Cadmium aus dem Boden aufnehmen, sind Blattgemüse, wie z.B. Spinat, Salat, Blattsellerie, aber auch Porree, Radieschen und Karotten (vgl. z.B. SAUERBECK und LÜBBEN 1991).

Unter der Voraussetzung, daß der Neueintrag von Cadmium aus der Luft vernachlässigbar ist, könnte angesichts des weitgehend neutralen pH-Wertes und der hohen Humusgehalte in den untersuchten Böden (vgl. Kap. 7.1) die Untersuchung von Pflanzen ergeben, daß die Cadmiumgehalte der zum Verzehr geeigneten Pflanzenteile trotz erhöhter Cadmiumgehalte im Boden tolerierbare Cadmiumkonzentrationen haben.

Möglicherweise lassen sich durch besondere Kulturbedingungen, wie z.B. Anlage von Hügelbeeten aus unkontaminiertem Material, tolerierbare Cadmium- und Bleigehalte in den zum Verzehr geeigneten Pflanzenteilen einhalten. Dies müßte durch entsprechende Untersuchungen der Pflanzen bestätigt werden.

Bodenaustausch bis in eine Tiefe von 35 cm in den Beeten für die Gemüseproduktion ist eine mögliche Maßnahme.

In Hausgärten kann die orale Bodenaufnahme durch Kleinkinder wesentlich zur Belastung beitragen. EIKMANN und KLOKE (1991) schätzen z.B. die orale Aufnahmemenge in Kleingärten auf 25 % von der auf Kinderspielplätzen. Im Einzelfall ist es aber denkbar, daß Teile eines Hausgartens durch Kleinkinder – einem Kinderspielplatz vergleichbar – intensiv genutzt werden. In solchen Fällen sind Kriterien analog zur Bewertung der Spiel- und Sportplätze (vgl. Kap. 8.3.2) anzuwenden.

Es wurde daher empfohlen, vegetationsfreie Stellen in Hausgärten, die von Kleinkindern ähnlich intensiv wie Kinderspielplätze genutzt werden, analog den Empfehlungen für die Spielplätze zu sanieren.

8.3.2 Bewertung und Empfehlungen für die Spiel- und Sportplätze

Besondere Bedeutung hat die Kontamination von Böden mit toxischen Substanzen auf Kinderspielplätzen, wo Kleinkinder als empfindlichste Nutzergruppe betroffen sind. Zusätzlich zur allgemeinen Belastung über Nahrungsmittel und Inhalation kann die orale Aufnahme von Boden einen besonderen Beitrag zur Belastung leisten.

Für Kinderspielplätze wurden in Nordrhein-Westfalen Richtwerte abgeleitet (MAGS 1990, vgl. Kap. 8.1 und Tab. 13). Als Richtwert I (= Sanierungszielwert) wurde die 95-Perzentile der Hintergrundbelastung von Kulturböden in Nordrhein-Westfalen

nach toxikologischer Überprüfung festgelegt. Während sich der Richtwert II (= kurzfristiger Handlungsbedarf) für Blei an den Ergebnissen toxikologischer Studien orientiert, wurde der Richtwert II für die übrigen Elemente über einen Multiplikationsfaktor entsprechend ihrer Toxizität aus Richtwert I entwickelt. Die Richtwerte I und II des nordrhein-westfälischen Kinderspielplatzerlasses entsprechen für die dort geregelten Elemente in Ableitung und Höhe dem Bodenwert II und III der "nutzungs- und schutzgutbezogenen Orientierungswerte" (EIKMANN und KLOKE 1991, vgl. Tab. 14).

Diese Ableitung basiert auf einer oralen Aufnahmerate bei Kleinkindern von 1 g Boden pro Tag (als Durchschnittswert über 1 Jahr). Dieser Wert ist deutlich höher und damit vorsichtiger in der Bewertung als der oft zugrundegelegte Wert für orale Bodenaufnahme von 100 oder 200 mg pro Tag im Jahresmittel (vgl. z.B. RUCK 1990). Es werden somit die besonderen Verhältnisse auf Kinderspielplätzen berücksichtigt, und zwar an jenen Stellen, wo die Gefahr erhöhter oraler Bodenaufnahme durch Kleinkinder besonders hoch ist, nämlich am vegetationsfreien Umfeld des Sandkastens. Dem Ziel einer weitreichenden Gesundheitsvorsorge wird damit Rechnung getragen.

Die Richtwerte I und II (NRW) bzw. die Bodenwerte II und III (Eikmann-Kloke-Werte) beziehen sich auf Gesamtgehalte (Königswasserauszug, wie in der vorliegenden Untersuchung angewendet) und berücksichtigen somit nicht die verschiedenen chemischen Bindungsformen und die dadurch bedingte unterschiedliche Toxizität und Bioverfügbarkeit der Schwermetalle. Aufgrund dieses Ansatzes beinhalten die für die Bewertung zugrundegelegten Richtwerte im allgemeinen einen großen Sicherheitsfaktor.

Die höchste Belastung wurde auf dem **Sportplatz der BBU (Probefläche 2)** mit 30,9 mg/kg Cadmium und 3.070 mg/kg Blei gemessen. Beide Werte liegen im Toxizitätsbereich für alle Nutzungen nach den Eikmann-Kloke-Werten, das heißt, daß für alle in Tabelle 12 angegebenen Nutzungen eine **gesundheitliche Gefährdung des Menschen auf Dauer nicht auszuschließen ist**.

Der wesentliche Belastungspfad ist die inhalative Aufnahme von Staub durch Jugendliche und Sportler. Durch einen dichten Rasen wird das Risiko der Belastung durch Staubinhalation wesentlich gemindert. Doch ist angesichts der Höhe der Belastung dieser Fläche keine Nutzung als Sportplatz, aber auch keine andere Nutzung vertretbar.

Es wurde daher empfohlen, den Sportplatz der BBU (Probefläche 2) – und eventuell seine Umgebung – von jeder Nutzung auszuschließen. Aus Gründen der Vorsorge sollte die Möglichkeit des Kontaktes zum kontaminierten Boden kurzfristig unterbunden werden. Um ein Verwehen von Boden zu verhindern, ist für eine dichte, geschlossene Pflanzendecke zu sorgen.

Der Cadmiumgehalt im Boden der **Spielwiese der Wohnhausanlage 155 – 159** (Probefläche 55) liegt mit 10,3 mg/kg ebenfalls im Toxizitätsbereich für die Nutzungsart "Kinderspielplätze" (über 10 mg/kg). Die Möglichkeit einer durchschnittlichen täglichen oralen Bodenaufnahme durch Kleinkinder von 1 g besteht in der Regel auf vegetationsfreien Flächen, wo Kleinkinder den Boden mit Hilfe von Spielgeräten aufgraben. Das wird in der Regel in der vegetationsfreien Umgebung einer Sandkiste der Fall sein. Ein dichter Bewuchs mit Gras vermindert durch die stark verzweigte Wurzelzone diese Gefahr wesentlich.

Es wurde daher empfohlen, auf vegetationsfreien Stellen der Spielwiese (Probefläche 55), auf denen die Gefahr besteht, daß Kleinkinder regelmäßig größere Bodenmengen

oral zu sich nehmen (in der Regel in der Umgebung einer Sandkiste), kurzfristig zu sanieren. Das heißt, daß der Boden an diesen Stellen befestigt oder bis in eine Tiefe von 35 cm ausgetauscht werden soll. Auf der gesamten Fläche (eventuell unter Einbeziehung umliegender Flächen), die als Spielplatz oder Spielwiese genützt wird, soll ein dichter Grasbewuchs sichergestellt werden.

Der Cadmiumgehalt der Probefläche 55 würde auch im Toxizitätsbereich für die Nutzung "Sport- und Bolzplätze" (über 5 mg/kg Boden) der Eikmann-Kloke-Werte liegen. Der kritische Belastungspfad bei dieser Nutzung ist die Inhalation auf einem vegetationsfreien Areal durch Sportler und Jugendliche. Da auf der Fläche 55 diese Nutzung nicht vorliegt, ist dieser Orientierungswert nicht anzuwenden.

Alle anderen Meßwerte der untersuchten Spiel- und Sportplatzflächen liegen für Cadmium und Blei im Bereich zwischen Richtwert I und II des nordrhein-westfälischen Kinderspielplatzerlasses bzw. zwischen BW II und BW III nach den Eikmann-Kloke-Werten für die Nutzung als Kinderspielplatz. Das heißt, daß – bezogen auf die angeführte Nutzung – ein höheres als das allgemein vorhandene Belastungsrisiko gegeben ist.

Es wurde daher für die übrigen 10 untersuchten Spiel- und Sportplätze empfohlen, in einem angemessenen Zeitraum eine Sanierung entsprechend der Empfehlung für Spielplatz (Probefläche 55) durchzuführen.

8.4 Auswirkungen auf das Grundwasser und auf Oberflächengewässer

Gelöste Metalle werden mit dem Sickerwasser im Boden verlagert und können dann ins Grundwasser oder in Oberflächengewässer gelangen. Vom Filter- bzw. Rückhaltevermögen des Bodens hängt es ab, inwieweit eine Kontamination stattfinden kann. Die Rückhaltung wird von den Bindungsmöglichkeiten zwischen Bodenoberfläche und Grundwasserspiegel bestimmt und damit auch von der Filterstrecke. Außerdem hängt eine Grundwassergefährdung auch von der Sickerwasserrate ab. Diese wird von der Höhe der Niederschläge und der Verdunstung bestimmt (DVWK, 1988).

Aufgrund der erhobenen Gehalte der untersuchten Garten-, Spiel- und Sportplatzböden an Blei und Zink, insbesondere aber an Cadmium, kann auch die Gefahr der Auswaschung ins Grundwasser generell nicht ausgeschlossen werden, wenn auch die pH-Werte der Böden weitgehend im neutralen Bereich liegen und die Humusgehalte hoch sind. Insbesondere die Cadmiumgehalte einiger Probeflächen liegen in einem Bereich, der über dem Bodenwert II (= Toleranzwert nach KLOKE und EIKMANN) für jene Nutzungen gilt, für die der Wasserpfad als Kriterium für die Festsetzung der Orientierungswerte mitberücksichtigt wurde (vgl. Tab. 13 und 14).

Es wurde daher empfohlen, die Möglichkeit der Auswaschung von Cadmium, Blei und Zink aus den belasteten Böden ins Grundwasser bzw. der Abschwemmung in Oberflächengewässer zu untersuchen und regelmäßig Kontrollen durchzuführen.

Im Rahmen des von der Montanuniversität Leoben ausgearbeiteten Amtsgutachtens (MONTANUNIVERSITÄT 1993) wurde versucht, alle Ablagerungen im Bereich des Werksgeländes der BBU i.L. zu erfassen und deren Gefährdungspotential für das Grundwasser abzuschätzen. Die bisher vorliegenden Grundwasseruntersuchungen liefern Hinweise auf Schadstoffeinträge in das Grundwasser.

9 FOLGEMASSNAHMEN UND –UNTERSUCHUNGEN

9.1 Austausch der Böden von Haus– und Kleingärten

In der Bürgerinformation des Marktgemeindeamtes Arnoldstein vom 1. Juni 1992 ist zum Thema "Anmeldung zum Bodentausch" folgendes zu lesen:

"Anlässlich der Sitzung des Gemeinderates der Marktgemeinde Arnoldstein am 29. Mai 1992 wurde im Hinblick auf die Umweltsituation im Raum Arnoldstein – Gailitz ein Maßnahmenkatalog beschlossen, der unter anderem auch den Austausch der Böden von Haus– und Kleingärten vorsieht.

Beim Landeshauptmann für Kärnten wurde bereits der Antrag auf Genehmigung eines Zwischenlagers für das belastete Erdreich aus diesen Gärten gestellt.

Sobald die dementsprechende Genehmigung durch das Amt der Kärntner Landesregierung vorliegt, wird auftrags der Marktgemeinde Arnoldstein durch die Firma Draiconsulting mit den für die Betroffenen kostenlosen Auswechslungen der Böden der Haus– und Kleingärten im Nahbereich der BBU in Arnoldstein und Gailitz begonnen. Entsprechende Ausschreibungen zwecks Erteilung der Aufträge für weitere Bodenuntersuchungen und Beschaffenheit eines einwandfreien Erdmaterials wurden bereits vorgenommen."

Dieser Bodentausch wurde von rund 150 Haushalten in Anspruch genommen und mittlerweile durchgeführt.

In diesem Zusammenhang wurde das Umweltbundesamt im Mai 1992 vom Amt der Kärntner Landesregierung, Abt. 15 U gebeten, anhand stark kontaminierter Böden Elutionsversuche durchzuführen. Das durch Elutionsuntersuchungen zu bestimmende Gefährdungspotential ist ein Beurteilungskriterium für die Deponiefähigkeit von Abfällen. Dazu wurden vier Garten– und drei Spiel– bzw. Sportplatzböden untersucht. Die Ergebnisse zeigen, daß die untersuchten Böden bei einem Bodenaustausch aufgrund der ermittelten Eluatklassen (I,II) prinzipiell deponiefähig sind (ÖNORM S2072).

9.2 Epidemiologische Untersuchungen der Bevölkerung

Es galt die Frage zu klären, ob auf Grund der Ergebnisse der vorliegenden Studie auch aus humantoxikologischer Sicht Maßnahmen für die dort lebende Bevölkerung notwendig sind. Dazu wurden vom Landeshygieniker Odo Feenstra / Abt. 12 S – Umweltmedizin des Amtes der Kärntner Landesregierung im Mai 1992 folgende epidemiologische Untersuchungen veranlaßt, die vom Institut für Rechtsmedizin der Universität München durchgeführt wurden (EISENMENGER 1992a/b, siehe Anhang 3):

– Untersuchungen von Blutproben auf Blei– und Cadmiumgehalt

Die Ergebnisse zeigen, daß zumindest ein Teil der Bevölkerung von Arnoldstein und Umgebung höher bleibelastet ist als die sonstige Bevölkerung Mitteleuropas. Diese Bleibelastung wird bei der Gruppe der aktiven Arbeiter und der ehemaligen Arbeiter im wesentlichen durch direkten Kontakt mit Blei im Werk hervorgerufen.

Bei den Angehörigen von Arbeitern besteht zumindest z.T. eine Belastung durch das Einschleppen von Blei durch die Arbeiter in den häuslichen Bereich. Bei den sonstigen

Erwachsenen, den Jugendlichen und den Kindern besteht eine erhöhte Bleibelastung durch eine Kontamination der Umgebung des Werkes. Diese erhöhte Bleikontamination führt nachweisbar nur in einen Bereich bis etwa 1 km um das Werk zu einer erhöhten Bleibelastung der Bevölkerung. Auf Grund der durchgeführten Untersuchungen kann nicht differenziert werden, ob es sich hierbei um eine Bleikontamination aus früherer Zeit (sogenannte Altlasten) oder um eine Belastung durch bleihaltige Stäube handelt, die in jüngster Zeit von der Fabrik abgegeben werden.

Die Bleibelastung der sonstigen Erwachsenen, Jugendlichen und Kinder, die über 1 km vom Werk entfernt wohnen, ist als normal einzustufen. In einigen wenigen Fällen scheint hier möglicherweise eine leicht erhöhte Bleibelastung vorzuliegen.

Die Bleibelastung der sonstigen Erwachsenen, Jugendlichen und Kinder im Nahbereich (unter 1 km) ist als erhöht zu bezeichnen (siehe Abb. 6). Bei den Erwachsenen und den Jugendlichen erscheinen die aufgefundenen Bleikonzentrationen noch tolerabel zu sein. Die Bleibelastung der Kinder im Nahbereich ist aus toxikologischer Sicht als auf die Dauer nicht tolerabel einzustufen. Hier erscheint es notwendig zu sein, die Bleibelastung mittelfristig zu senken.

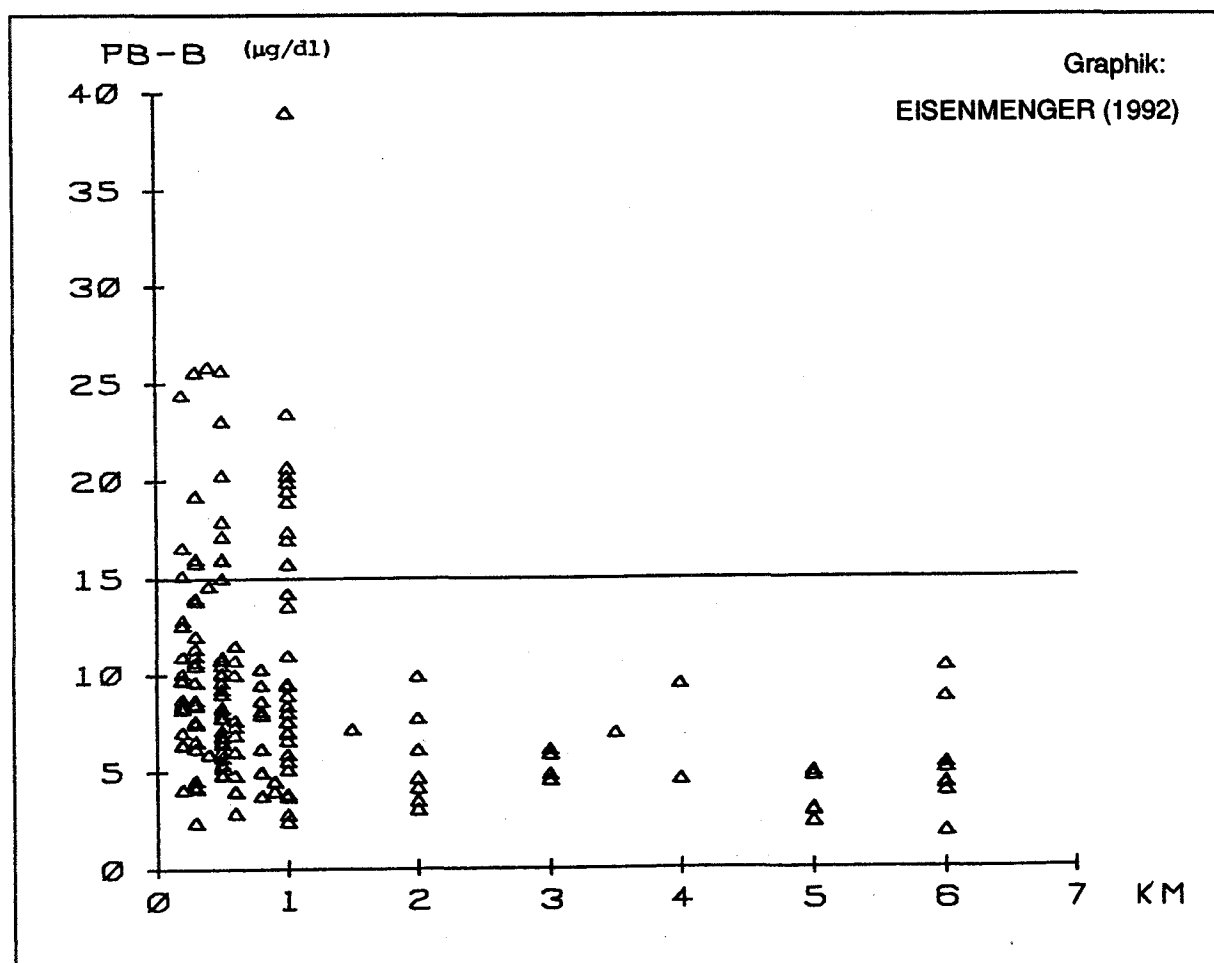


Abb. 6: Blutbleikonzentration von 168 Kindern aus Arnoldstein und Umgebung in Abhängigkeit von der Entfernung des Wohnortes von der Bleihütte

Auch unter den erwachsenen Angehörigen von Arbeitern finden sich einige Frauen, deren Bleibelastung zu hoch liegt. Auch hier sollte durch geeignete Maßnahmen versucht werden, die Einschleppung von Blei in den häuslichen Bereich durch die Arbeiter weiter zu verringern.

Die Cadmiumbelastung der nichtrauchenden Bevölkerung von Arnoldstein ist als unauffällig einzustufen. EWERS und BROCKHAUS (1987) geben z.B. für Nichtraucher als Normalbereich Cadmiumkonzentrationen bis 1 µg/l Blut an. Viele Raucher aus Arnoldstein haben erwartungsgemäß erhöhte Cadmiumbelastungen und sind nach den Orientierungswerten in Kategorie II (2 – 5 µg/l = Wert erhöht, Gesundheitsgefährdung nicht erkennbar) bzw. in Einzelfällen auch in Kategorie III (über 5 µg/l = Wert deutlich erhöht, Gesundheitsgefährdung auf längere Sicht nicht auszuschließen) einzustufen. Hinweise, daß vom Werk eine Cadmium-Belastung für die Arbeiter oder die Allgemeinbevölkerung ausgeht, haben sich nicht ergeben.

– *Untersuchung von Muttermilchproben auf Bleigehalt*

Es wurden sieben Muttermilchproben untersucht. Die Bleikonzentrationen betrugen 1,85 – 5,24 µg/dl Milch. Diese Werte sind als normal zu bezeichnen. In der Literatur finden sich relativ wenige, schwankende Angaben über die Bleikonzentrationen in der Muttermilch. Diese liegen meist in der bei den Arnoldsteiner Müttern aufgefundenen Größenordnung, zum Teil werden in der älteren Literatur höhere Bleikonzentrationen in der Muttermilch angegeben.

Zusammenfassend ergibt sich kein Hinweis, daß die Muttermilchproben erhöhte Bleikonzentrationen aufweisen. Stillen mit dieser Milch stellt demzufolge keine Quelle einer erhöhten Bleibelastung für die betroffenen Säuglinge dar.

– *Untersuchung von Urinproben auf Arsengehalt*

Im Spätherbst 1992 wurden zehn Urinproben von Erwachsenen und dreißig entsprechende Proben von Kindern auf Arsen zur Untersuchung zur Verfügung gestellt.

Die Arsenkonzentrationen in den Urinproben der Erwachsenen lagen zwischen 3,3 und 10,9 µg Arsen pro Liter. Sämtliche Proben der Erwachsenen lagen unter 15 µg/l und daher in einem unauffälligen Bereich.

Mit Ausnahme einer Urinprobe eines Kindes, dessen Arsenkonzentration im Urin sehr wahrscheinlich nahrungsbedingt kurzzeitig stark erhöht war, lagen die Werte ebenfalls im unauffälligen Bereich zwischen 2,4 und 5,4 µg/l.

Aufgrund der Untersuchung an zehn Erwachsenen und achtundzwanzig Kindern ist davon auszugehen, daß die Arsenbelastung der Arnoldsteiner Bevölkerung im unauffälligen Normalbereich liegt. Hinweise für eine erhöhte Arsenbelastung haben sich nicht ergeben. Die Arsenkonzentrationen im Urin der Arnoldsteiner Bevölkerung liegen im Mittel fast gleich mit Untersuchungen an 2553 Urinproben auf Arsen, die im Rahmen eines "Umwelt-Surveys" in der Bundesrepublik Deutschland 1985/86 durchgeführt worden sind.

– Untersuchung von Milchzähnen von Kindern auf Bleigehalt

In einer wissenschaftlichen Untersuchung wurden die Bleikonzentrationen in Milchzähnen (getrennt nach Zahnstellung) von Kindern in Arnoldstein untersucht. Zu Vergleichszwecken erfolgte dies ebenso in den normal belasteten deutschen Gebieten München und Driedorf.

Die meisten Zähne aus Arnoldstein stammen von Kindern, die in einer Entfernung von unter 1 km vom Werk wohnen.

Als "Normalbereich" für die Bleikonzentrationen im Milchzahn werden $7 \mu\text{g/g}$ Zahn angegeben. Diese Grenze wird von keinem der untersuchten Zähne in München oder Driedorf erreicht. Aus dem Kollektiv Arnoldstein überschreiten 26 % aller untersuchten Zähne diese Grenze von $7 \mu\text{g/g}$.

In 74 Fällen war in Arnoldstein neben der Bleikonzentration im Milchzahn auch die Bleikonzentration im Blut des Kindes gemessen worden. Für die Schneidezähne im Ober- und Unterkiefer ergab sich jeweils eine statistisch hochsignifikante Rangkorrelation zwischen der Bleikonzentration im Zahn und der im Blut des Kindes.

Zusammenfassend bestätigen die Untersuchungen an den Milchzähnen im wesentlichen die Blut-Blei-Untersuchungen bei den Kindern. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, daß die Bleikonzentration im Milchzahn den wesentlich besseren Parameter für die Langzeitbelastung des Kindes mit Blei darstellt, während die Blut-Blei-Konzentration mehr die aktuelle Kurz- und Mittelzeitbelastung repräsentiert. Aufgrund der aufgefundenen Bleikonzentrationen in den Milchzähnen kann mit Sicherheit festgestellt werden, daß es sich bei den aufgefundenen erhöhten Blut-Blei-Konzentrationen nicht etwa um eine vorübergehende Erhöhung der Bleibelastung gehandelt hat, sondern daß die Bleibelastung in Arnoldstein über Jahre in einem (gegenüber normal belasteten Gebieten) erhöhten Bereich gelegen hat.

Mit freundlicher Genehmigung sind die Auswertungen der Ergebnisse dieser vier Untersuchungen im Anhang vollinhaltlich wiedergegeben.

9.3 Umweltstudie Industriestandort Gailitz/Arnoldstein

Im Zusammenhang mit einem wasserrechtlichen Verfahren hat die Montanuniversität Leoben im Auftrag der BBU i.L. im Jahr 1992 die "Umweltstudie Industriestandort Gailitz/Arnoldstein" als Amtsgutachten erstellt (MONTANUNIVERSITÄT 1993). Gegenstand des Auftrages war es, das Ausmaß und die Einschätzung des Gefährdungspotentials der Verdachtsflächen des Industriestandortes zu erkunden, zu beurteilen und daraus resultierende Sanierungs- und Sicherungsmaßnahmen für die Altlasten auf dem Betriebsgelände abzuleiten. Wegen der Priorität des wasserwirtschaftlichen Verfahrens haben sich die Untersuchungen auf das Betriebsgelände beschränkt.

Mit Hilfe von Luftbildinterpretationen, geophysikalischen Untersuchungen und Vermessungsarbeiten wurden ca. 800.000 Tonnen Altablagerungen auf 18 einzeln zu beurteilenden Verdachtsflächen festgestellt. Die Mengen entsprechen laut Amtsgutachten größenordnungsmäßig den aus den Hüttenprozessen im Werksgelände entstandenen Reststoffen. Der Hauptanteil der Altablagerungen wurde anhand der Ergebnisse der Eluatuntersuchungen nach ÖNORM S 2072 der Eluatklasse "III und besser" zugeord-

net. Ca. 5 % der Ablagerungen entsprechen der Eluatklasse IV und weisen dementsprechend einen sehr hohen Schadstoffgehalt auf.

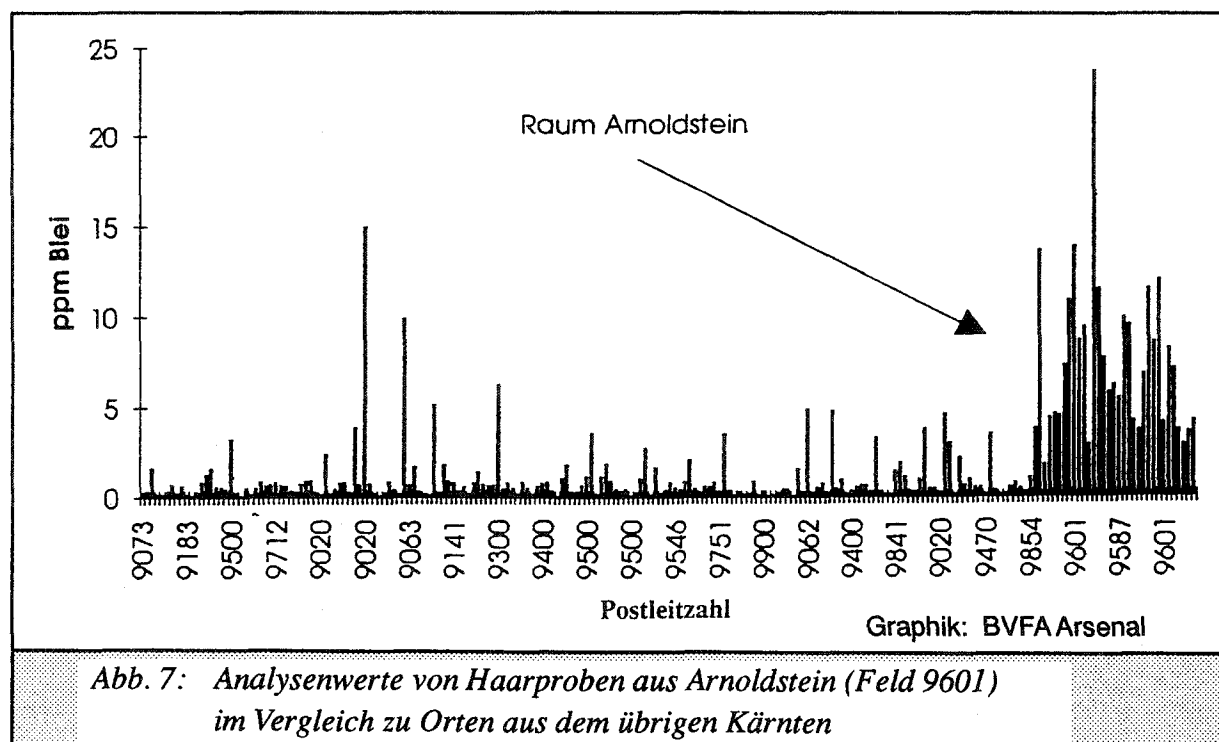
Die bisher vorliegenden Grundwasseruntersuchungen liefern Hinweise auf Schadstoffeinträge in das Grundwasser. Vom Umweltbundesamt wurde im Sommer 1993 im Rahmen der Vollziehung des Altlastensanierungsgesetzes ein Untersuchungsprogramm ausgearbeitet, das eine Fortführung bzw. Erweiterung der Grundwasseruntersuchungen vorsieht.

In der Beschreibung der Bodensituation wird klar ausgesprochen, daß in unmittelbarer Umgebung des Werkes die Metalle Blei, Zink, Arsen und Cadmium zum Teil eine deutliche Überschreitung diverser Boden-Grenz- und Richtwerte aufweisen. Aufgrund des akkumulierenden Charakters von Bodenbelastungen durch anorganische Elemente ist besonders der älteste Industriebereich und seine unmittelbare Umgebung sehr stark belastet (Blei 7.000 – 10.000 mg/kg TS, Zink 3.500 – 10.000 mg/kg TS, Cadmium 30 – 55 mg/kg TS, Arsen 20 – 40 mg/kg TS).

Weiters steht im Maßnahmen-Rahmen der Studie der Hinweis, daß "vorsorglich die Windverfrachtung von Stäuben und der Bodenkrume durch dichte Begrünung des übrigen Werksgeländes, vorwiegend im Bereich östlich der Gailitz zu verhindern ist".

9.4 Untersuchung von Haarproben auf Bleigehalt

Aufgrund des Bekanntwerdens der Schwermetallgehalte der Böden im Raum Arnoldstein wurden in Haarproben – großteils von Kindern zwischen vier und sieben Jahren – der Bleigehalt ermittelt (SAUER 1992). Derartige Untersuchungen werden seit einigen Jahren in Zusammenarbeit zwischen Medizinern und dem Geotechnischen Institut/Arsenal durchgeführt. Im Vergleich zu den anderen Orten aus dem übrigen Kärnten zeigte sich im Raum Arnoldstein eine hoch signifikante Erhöhung der Bleigehalte (Abb. 7).



9.5 Schwermetallbelastung von Obst und Gemüse

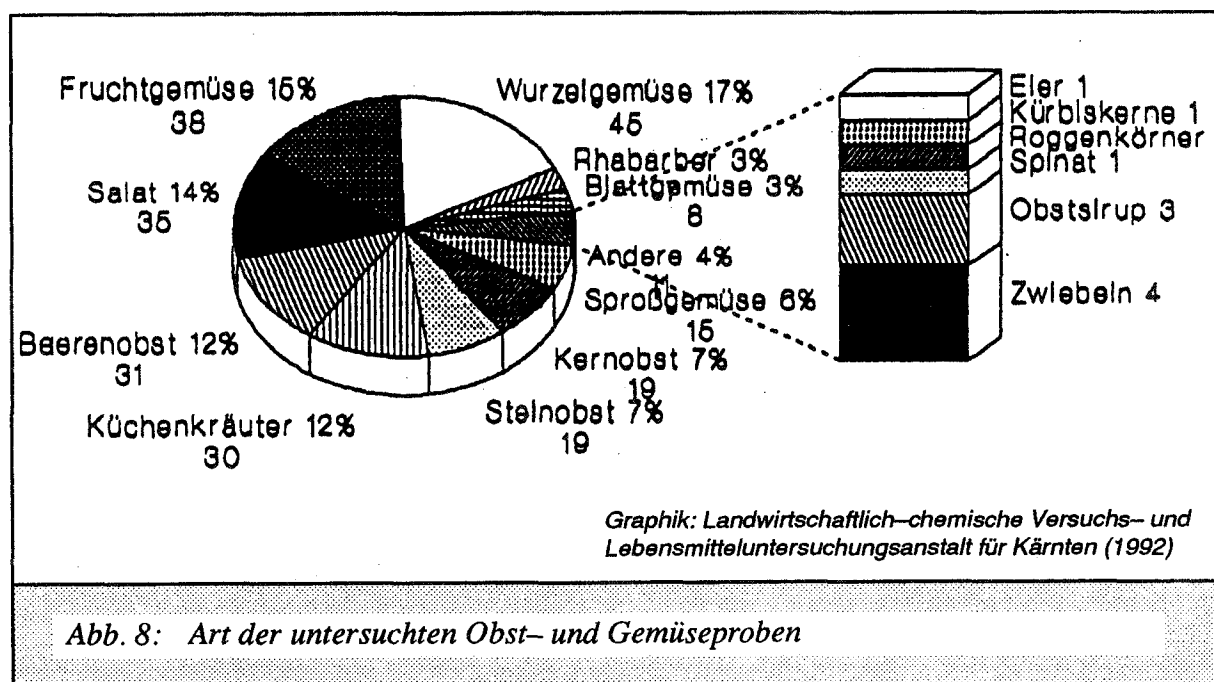
Auf Initiative der zuständigen Landesräte Karin Achatz und Herbert Schiller wurde es der Bevölkerung der Marktgemeinde Arnoldstein ermöglicht, unmittelbar nach Bekanntwerden der hohen Blei- und Cadmiumgehalte in den Böden, hauseigene Obst- und Gemüseproben auf ihren Gehalt an Blei, Cadmium und Zink untersuchen zu lassen.

In der Zeit von Mitte Mai– Ende September 1992 wurden insgesamt 258 Lebensmittelproben an die landwirtschaftlich-chemische Versuchs- und Lebensmitteluntersuchungsanstalt für Kärnten weitergeleitet, die die Untersuchung durchgeführt hat.

Erste orientierende Analysen haben gezeigt, daß hinsichtlich Blei und Cadmium deutliche Überschreitungen der Richtwerte zu verzeichnen waren, die Zinkwerte jedoch unauffällig waren, weshalb in der eigentlichen Untersuchung von der Zinkbestimmung abgesehen wurde.

Als Richtwerte wurden einerseits die im Österreichischen Lebensmittelbuch festgesetzten und andererseits – wo dieses noch keine entsprechenden Regelungen aufweist – jene des deutschen Bundesgesundheitsamtes herangezogen.

In Abb. 8 sind die eingesandten Obst und Gemüseproben nach Art aufgeschlüsselt dargestellt. Auf die Art der Proben sowie auf den genauen Ort der Entnahme hatte die Untersuchungsanstalt allerdings keinen Einfluß.

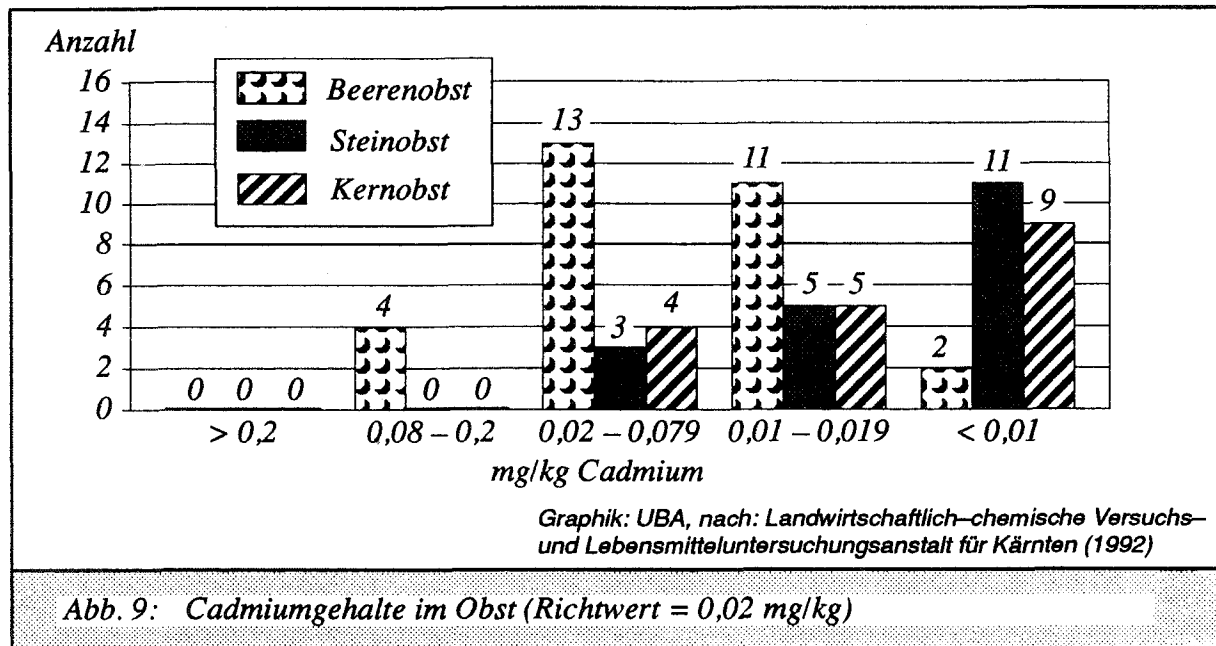


Bei 152 (=59%) der insgesamt 258 Proben lagen die ermittelten Gehalte an Blei und Cadmium unter den jeweils gültigen Richtwerten. 45 Proben (17 %) zeigten Überschreitungen sowohl des Blei – als auch des Cadmium – Richtwertes, bei 35 Proben (14 %) lag nur der Bleigehalt und bei 26 Proben (10 %) nur der Cadmiumgehalt über dem jeweils gültigen Richtwert.

Die häufigsten Überschreitungen traten bei Beerenobst (rote, schwarze Ribisel, Stachelbeere), die geringsten bei Sproßgemüse auf (z.B. Spargel, Karfiol). Beerenobst ist

beispielweise wesentlich höher mit Blei belastet als Kern- und Steinobst; die große Mehrheit der Beeren weist Bleigehalte über dem Richtwert auf.

Überschreitungen des Cadmium-Richtwertes um das 10fache und darüber wurde nur bei Küchenkräutern festgestellt. Wie bei Blei besteht auch ein signifikanter Unterschied zwischen den Cadmium-Gehalten in Beerenobst und den übrigen Obstarten (vgl. Abb. 9).



Nicht zuletzt wurde der Versuch unternommen, eine Korrelation zwischen den in den Böden der vorliegenden Studie ermittelten Blei- und Cadmium-Werte und den Ergebnissen dieser Untersuchung vorzunehmen- derartige Aufstellungen könnten nämlich als Grundlage für weitere Untersuchungen unter kontrollierten Bedingungen wertvolle Ansatzpunkte liefern.

Der vollständige Untersuchungsbericht ist im Anhang 4 abgedruckt.

9.6 Pflanzenversuche

Vom Umweltbundesamt wurde schon mehrmals vorgeschlagen, auch Pflanzenversuche unter vergleichbar und definierten Bedingungen durchzuführen. Somit könnten repräsentative Aussagen für das Untersuchungsgebiet getroffen werden, inwieweit die Nutzung für bestimmte Nahrungs- bzw. Futterpflanzen möglich ist. Weiters ließe es sich erarbeiten, welche Rolle der Luft- bzw. Bodenpfad bezüglich der Kontamination von Nahrungsmitteln mit Schwermetallen unter definierten Vorgaben spielt.

Verwendete Literatur

- AICHBERGER, K. (1980)**
Schwermetallgehalte einiger Bodenprofile Oberösterreichs. Die Bodenkultur 31, 1980
- AICHBERGER, K., BACHLER, W., PICHLER, H. (1981)**
Schwermetalle in Böden Oberösterreichs und deren Verteilung im Bodenprofil.
Landwirt. Forschung, Sonderheft 38, Kongreßband 1981
- AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG (1978)**
Lufthygienische Modellstudie für das Land Kärnten
- AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG (1979)**
Lufthygienische Schwerpunktstudie Arnoldstein-Fürnitz
- AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG (1988)**
Kärntner Umweltschutzbericht
- AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG (1991)**
Gutachten zur Emissions- und Immissionssituation der Betriebsanlagen des Industriestandortes Gailitz-Arnoldstein
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG (1989)**
Umweltschutzbericht 1989 des Landes Steiermark
- AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (1988)**
Bericht über den Zustand der Tiroler Böden
- AMTSBLATT FÜR BERLIN (1990)**
Bewertungskriterien für die Beurteilung kontaminierter Standorte in Berlin – "Berliner Liste". 40 Jg., Nr. 65
- BEAVINGTON, F. (1975)**
Heavy metal contamination of vegetables and soil in domestic garden around a smelting complex.
Environ. Pollut. 9 (211–217)
- BLUM, W. E. H.; SPIEGEL, H.; WENZEL, W. W. (1989)**
Bodenzustandsinventur (Konzeption, Durchführung und Bewertung). Arbeitsgruppe
Bodenzustandsinventur der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, Hrsg.
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft
- BLUME, H.-P. (Hrsg. 1990)**
Handbuch des Bodenschutzes. ecomed verlagsgesellschaft mbH., Landsberg/Lech
- BUCHAUER, M. J. (1973)**
Contamination of soil and vegetation near a zinc smelter by cadmium, copper and lead.
Environmental Sci. and Technology 7 (131–135)
- DECHEMA (1989)**
Fachgespräche Umweltschutz. Resümee der Dechema-Arbeitsgruppe "Bewertung von
Gefährdungspotentialen im Bodenschutz". In: Behrens D., Wiesner J. (Hrsg.) – Beurteilung von
Schwermetallkontaminationen im Boden
- DELSCHEN, T. (1990)**
Sanierung schwermetallbelasteter Gärten durch Bodenüberdeckung. LÖLF-Jahresbericht 1989,
Recklinghausen
- DOLISCHKA, J. (1980)**
Untersuchungen über die Schwermetallbelastung unterschiedlich stark exponierter Gebiete anhand
der Blei- und Cadmiumgehalte von Pilzen. Diplomarbeit am Institut für Technologie und
Warenwirtschaftslehre der Wirtschaftsuniversität, Wien
- DIN 38406 / TI. 19 (1980)**
Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Kationen
(Gruppe E) – Bestimmung von Cadmium (E 19)
- DVWK – DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (1988)**
Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen – Teil I: Beurteilung der Fähigkeit der
Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. Merkblätter zu Wasserwirtschaft 212/1988
- EUROPEAN COMMUNITY (1986)**
Council Directive of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in the particular of the
soil, when sewage sludge is used in agriculture. Official Journal of the EC, No. L 181/6–12 (4.7.86)

EIKMANN, Th., KLOKE, A. (1991)

Ableitungskriterien für nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-)Stoffe in Böden. Vortrag während des 2. Expertengesprächs "Gefährdungspotentiale im Bodenschutz", Braunschweig, 1991 (in Druck)

EISENMENGER, W. (1992a)

Blutuntersuchungen in Arnoldstein. Institut für Rechtsmedizin, München. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung

EISENMENGER, W. (1992b)

Schwermetalluntersuchungen in Arnoldstein. Institut für Rechtsmedizin, München. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung

ERNST, W. (1972)

Zink- und Cadmium-Immissionen auf Böden und Pflanzen in der Umgebung einer Zinkhütte. Ber. Dtsch. Bot. Ges. 85 (295-300)

EWERS U., BROCKHAUS A. (1987)

Die biologische Überwachung der Schadstoffbelastung des Menschen und ihre Bedeutung bei der Beurteilung umwelttoxikologischer Einflüsse. Öff. Gesundheitswesen 49, 639 - 647

GLÖTZL, E. (1988)

Immissionsschutztechnisches Gutachten über die vom Werk Arnoldstein der BBU verursachten SO₂-Immissionen. Im Auftrag der Bleiberger-Bergwerks Union

GRUBER, J. (1985)

Nähr- und Schadstoffeintrag in den Seen Kärntens durch Niederschläge. Inauguraldissertation an der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Karl-Franzens-Universität, Graz

HAGENMAIER, H. (1987)

Abschlußbericht zum Forschungs- und Untersuchungsvorhaben "Belastung der Umwelt mit Dioxinen"

HALBWACHS, G. (Hrsg. 1982)

Das immissionsökologische Projekt Arnoldstein. Verlag des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, Klagenfurt

HOFER, G., AICHBERGER, K., THALHAMMER, H. (1990)

Boden- und Pflanzenuntersuchungen in Linzer Kleingärten. Hrsg.: Magistrat Linz, Amt für Umweltschutz

HOUTMEYERS, J., VANHENGEL, R., STEEGMANN, R., DEMUYNCK, M., BECKERS, B., (1985)

Cadmium in soils and food crops in the surroundings of zinc-smelters. In: Lekkas, T.D. (Hrsg.): Heavy metals in the Environment (1985), S.581-583

ICRCL (1987)

Guidance on the Assessment and Redevelopment of Contaminated Land. Interdepartmental Committee on the Redevelopment of Contaminated Land, ICRCL Paper 59/83. Department of the Environment, London

KASPEROWSKI, E. (1985)

Landschaftsökologische Planung Krems. Österr. Bundesinstitut für Gesundheitswesen, Wien 1985

KASPEROWSKI, E., FRANK, E. (1989)

Boden- und Vegetationsuntersuchungen im Bereich der Scheitelstrecke der Tauern-Autobahn. Monographien, Band 15. Umweltbundesamt, Wien

KLOKE, A. (1978)

Zur Belastung von Böden und Pflanzen mit Schadstoffen in und um Ballungsbereichen. Berichte über Landwirtschaft 55 (1977/1978)

KLOKE, A. (1980)

Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte von Metallen. Mitt.VDLUFA (1980), Heft 1-3

KLOKE, A. (1988)

Das "Drei-Bereiche-System" für die Bewertung von Böden mit Schadstoffbelastung. VDLUFA-Schriftenreihe 28, Kongreßband 1988, Teil II

KLOKE, A. (1991)

Nutzungsmöglichkeiten und Sanierung belasteter Böden. VDLUFA-Schriftenreihe 34/1991

KLOKE, A., EIKMANN, Th. (1991)

Nutzungs- und schutzbezogene Orientierungsdaten für (Schad-)Stoffe in Böden (Eikmann-Kloke-Werte). VDLUFA, Sonderdruck aus Heft 1/1991

- KÖCHL, A. (1987)**
Die Belastung der Böden des Marchfeldes mit Schadstoffen. Bodenschutz und Wasserwirtschaft, Fachtagung 15.10.1987
- KÖNIG, W. (1990)**
Untersuchung und Beurteilung von Kulturböden bei der Gefährdungsabschätzung von Altlasten. In: Rosenkranz/Einsele/Harreß: Handbuch Bodenschutz, 4.Lfg. I/90, 3550, S.1–34. Erich-Schmidt-Verlag, Berlin
- KUNTZE, H., FLEIGE, H., HINDEL, R., WIPPERMANN, T., FILIPINSKI, M., GRUPE, M., PLUQUET, E., (1991)**
Empfindlichkeit der Böden gegenüber geogenen und anthropogenen Gehalten an Schwermetallen – Empfehlungen für die Praxis. In: Rosenkranz/Einsele/Harreß: Handbuch Bodenschutz, 8.Lfg. VI/91, 1530, S.1–86. Erich-Schmidt-Verlag, Berlin
- LANDWIRTSCHAFTLICH-CHEMISCHE VERSUCHS- UND LEBENSMITTELUNTERSUCHUNGSANSTALT FÜR KÄRNTEN (1992)**
Schwermetallbelastung von Obst und Gemüse im Raum Arnoldstein – Ernte 1992. Gutachten im Auftrag der Kärntner Landesregierung
- LANDESGESETZBLATT FÜR DIE STEIERMARK (1987)**
Klärschlammverordnung. LGBl. 89/1987
- LANDESGESETZBLATT FÜR VORARLBERG (1987)**
Klärschlammverordnung. LGBl. 31/1987
- LANDESGESETZBLATT FÜR NIEDERÖSTERREICH (1989)**
NÖ Klärschlamm- und Müllkompostverordnung. LGBl. 13/1989.
- LANDESGESETZBLATT FÜR OBERÖSTERREICH (1990)**
OÖ Klärschlammverordnung. LGBl. 10/1990
- LANDESGESETZBLATT FÜR DAS BURGENLAND (1991)**
Burgenländische Klärschlamm- und Müllkompostverordnung. LGBl. 82/1991
- LINDSBERGER, A. (1992)**
Vorläuferbetriebe der BBU in Arnoldstein
(Manuskript)
- LINZON, S. N., CHAI, B. L., TEMPLE, P. J., PEARSON, R. G., SMITH, M. L. (1976)**
Lead contamination of urban soils and vegetation by emissions from secondary lead industries. J. of the Air Pollution Control Association 26 (650–654)
- LÖLF (Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen (1988)**
Mindestuntersuchungsprogramm Kulturböden
- MARKTGEMEINDE ARNOLDSTEIN (Hrsg.) (1990)**
Arnoldstein Einst und Heute
- Metalle auf Kinderspielflächen (1990)**
Erlaß des Ministers für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes Nordrhein-Westfalen (MAGS 1990)
- MINISTER FÜR ARBEIT, GESUNDHEIT UND SOZIALES DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg. 1983)**
Umweltprobleme durch Schwermetalle im Raum Stolberg 1983
- MINISTERIUM FÜR WOHNUNGSWESEN, RAUMORDNUNG UND UMWELT (1988)**
Niederländischer Leitfaden zur Bodenbewertung und Bodensanierung. In: Rosenkranz/Einsele/Harreß: Handbuch Bodenschutz, 4.Lfg. I/90, 8935, S.1–27. Erich-Schmidt-Verlag, Berlin
- MONTANUNIVERSITÄT (1993)**
Umweltstudie Industriestandort Gailitz/Arnoldstein, Amtsgutachten, Leoben
- MÜLLER, H. W. (1982)**
Bodenkundliche Untersuchungen der landwirtschaftlichen Versuchsflächen im Rauchsadensgebiet Arnoldstein (Kärnten). Carinthia II, Sonderheft 39, Immissionsökologisches Projekt Arnoldstein (Klagenfurt 1982)
- MÜLLER, H. W. (1992)**
Persönliche Mitteilung.

- NEUMANN, M. (1991)**
Entwicklung von Fichtenaufforstungen unter starkem Immissionseinfluß. Centralblatt für das gesamte Forstwesen (108. Jg, Heft 4, S. 331–365)
- ÖNORM L 1080 (1989)**
Chemische Bodenuntersuchungen – Humusbestimmung durch trockene Verbrennung von Kohlenstoff
- ÖNORM L 1083 (1989)**
Chemische Bodenuntersuchungen – Bestimmung der Acidität
- ÖNORM L 1084 (1989)**
Chemische Bodenuntersuchungen – Bestimmung von Carbonat
- ÖNORM L 1085 (1989)**
Chemische Bodenuntersuchungen – Bestimmung der mineralischen Nähr- und Schadelemente im Säureaufschluß
- ÖNORM M 6279 (1991)**
Wasseruntersuchung – Bestimmung von 33 Elementen mittels Atomemissions-Spektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-AES)
- ÖNORM S 2022 (1984)**
Gütekriterien für Müllkompost
- ÖNORM S 2072 (1990)**
Eluatklassen (Gefährdungspotential) von Abfällen
- RUCK, A. (1990)**
Bodenaufnahme durch Kinder – Abschätzung der Gefahr. In: Rosenkranz/Einsele/Harreß: Handbuch Bodenschutz, 5. Lfg. V/90, 3520, S. 1–22. Erich-Schmidt-Verlag, Berlin
- SAUER, D. (1992)**
Blei in Arnoldstein. In: arsenal aktuell, Informationen 9. Jg./3/92
- SAUERBECK, D. (1985)**
Schadstoffeinträge in den Boden durch Industrie, Besiedlung Verkehr und Landwirtschaft (anorganische Stoffe). VDLUFA-Schriftenreihe 16, Kongreßband 1985
- SAUERBECK, D., LÜBBEN, S. (1991)**
Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen. KFA Jülich, Berichte aus der Ökologischen Forschung, Band 6
- SCHULDT, M. (1990)**
Hamburger Ansätze zur Beurteilung von Bodenverunreinigungen. In: Rosenkranz/Einsele/Harreß: Handbuch Bodenschutz, 4. Lfg. I/90, 3540, S. 1–20. Erich-Schmidt-Verlag, Berlin
- SCHWEIZER BUNDESRAT (1986)**
Verordnung über Schadstoffe im Boden (VSBo), vom 9.6.1986
- SPÄTE, A. (1992)**
Schwermetalle, insbesondere Blei, Cadmium und Zink. Vortrag während des VDI-Seminars "Bodenschutz", Düsseldorf, 5. und 6. November 1992
- VEREIN ZUR BEFÖRDERUNG UND UNTERSTÜTZUNG DER INDUSTRIE UND DER GEWERBE IN INNERÖSTERREICH (1839)**
Bericht über sämtliche Erzeugnisse, welche für die erste, zu Klagenfurt im Jahre 1838 veranstaltete, und bei Gelegenheit der Anwesenheit Sr. Majestät des Kaisers eröffnete Industrie-Ausstellung des Vereins zur Beförderung und Unterstützung der Industrie und der Gewerbe in Innerösterreich eingeschickt worden sind. (Grätz 1839)
- VIERECK, L., KRAMER, M., EIKMANN Th., et al. (1991)**
Ableitung von Richtwerten für Metalle auf Kinderspielplätzen in Nordrhein-Westfalen. Öff. Gesundh.-Wes. 53 (1991)
- UMWELTBUNDESAMT (1992)**
Schwermetalle in Böden im Raum Arnoldstein. UBA-IB-355, Wien, April 1992
- UMWELTBUNDESAMT (1992)**
Bericht über die Umweltsituation an ausgewählten langjährigen Industriestandorten. Gemäß Entschließung des Nationalrates vom 26. Juni 1992. Wien
- UMWELTBUNDESAMT (1993)**
Industriestandort Arnoldstein. Dritter Umweltkontrollbericht (in Druck). Wien

Anhang 1: Statistische Auswertung der Bodendaten

Datengrundlage:

An 112 Standorten wurden Bodenproben auf folgende Parameter untersucht: pH-Wert, Gesamtkohlenstoff (TC), anorganischer Kohlenstoff (TIC), organischer Kohlenstoff, Humusgehalt (abgeleitet), Bodenart (Nominaldaten), Bodenschwere (Zuordnung zu Rangzahlen 1 bis 4), Zinkgehalt (total), Bleigehalt (total), Cadmiumgehalt (total), Kupfergehalt (total).

An 32 der 112 Standorten wurden auch Bariumchloridauszüge (BaCl_2) auf folgende Metalle analysiert: Zink (BaCl_2), Blei (BaCl_2), Cadmium (BaCl_2), Kupfer (BaCl_2).

An 12 Standorten der 112 Standorte wurde auch auf Arsen untersucht (Standorte in Hohenthurn).

Für jeden Standort wurde darüber hinaus die Entfernung vom Werk (Werksschlot), die Lage zum Werk (Himmelsrichtung), der Geländetyp, die Seehöhe und der Nutzungstyp (Garten/Spiel- und Sportplatz) erhoben.

Für die Bodenprobe eines Standortes wurden 20 – 30 zufällig verteilte Einstiche gleicher Tiefenlagen (Hausgärten 0–20 cm, Spiel- und Sportplätze 0–5 cm) zu jeweils einer Mischprobe vereinigt, wobei Hausgärten gleicher geographischer Lage zu einem Standort zusammengefaßt wurden.

Verteilung und Art der angewendeten Testverfahren:

Die vorliegenden Daten (Konzentrationsangaben) wurde mittels des Kolmogorov–Smirnov Tests auf ihre Verteilung geprüft. Die Schwermetallkonzentrationen sind demzufolge nicht normalverteilt (lognormale Verteilung). Die Parameter TIC, TC und Humus liegen in Normalverteilung vor. Um eine einheitliche Auswertung zu ermöglichen, wurden verteilungsfreie Testverfahren angewendet. Als niedrigstes Signifikanzniveau wurde $p < 0,05$ angenommen (Abstufungen: 0,05, 0,01, 0,005 und 0,001).

Datenmaterial:

Der gesamte Datensatz wird in Tabelle 16 und 17 nach Probennummern geordnet dargestellt.

Deskriptive Statistik:

N: Stichprobenumfang, AVG: arithmetisches Mittel, MED: Medianwert, Q1: untere Quartile, Q3: obere Quartile, MIN: Minimalwert, MAX: Maximalwert

Für die gesamte Statistik gelten folgende Einheiten: Entfernungsangaben in m; TC, TIC, TOC und Humus in %; alle Metallkonzentrationen in ppm = mg/kg.

Bodenprobe beim Werksschlot (N=1; Probennummer: 57):

Entfernung: 0, Schwere: 4, pH-Wert: 7,2, TIC: 83, TC: 1,92, Humus: 1,88, Zink: 1.250, Blei: 703, Cadmium: 13,2, Kupfer: 35,2

Bodenprobe bei Gärtnerei (N=1; Probennummer: 82):

Entfernung: 990, Schwere: 4, pH-Wert: 7,0, TIC: 2,87, TC: 7,71, Humus: 8,34, Zink: 1.400, Blei: 568, Cadmium: 5,6, Kupfer: 64,0

Gesamter Datensatz (ohne Werksschlot und Gärtnerei):

Parameter	N	AVG	MED	Q1	Q3	MIN	MAX
Entfernung	110	1.178	890	680	1.420	320	4.700
Schwere	110	2,3	2	2	3	1	4
pH-Wert	110	7,0	7,0	6,9	7,1	6,1	7,4
TIC	110	2,26	2,16	0,97	3,24	0,15	6,03
TC	110	7,54	7,57	6,02	8,87	3,31	12,67
Humus	110	9,11	8,99	7,84	10,22	4,79	16,6
Zink	110	1.250	1.140	670	1.520	335	6.380
Blei	110	1.005	665	406	1.180	110	5.660
Cadmium	110	8,14	6,6	4,6	10,3	1,2	30,9
Kupfer	110	77,8	71,4	55,6	86,4	38	247
Arsen	12	27,8	21,3	20,9	24,5	19,4	87,2
(Entfernung der 12 Standorte – Hohenthurm: 2.645 – 2.900 m)							
Zn (BaCl ₂)	32	4,12	2,5	1,0	6,4	0,2	21
Pb (BaCl ₂)	32	0,12	0,05	0,02	1,15	0,02	0,91
Cd (BaCl ₂)	32	0,36	0,24	0,13	0,45	0,02	1,40
Cu (BaCl ₂)	32	0,05	0,03	0,02	0,05	0,01	0,32
(Entfernung der 32 Standorte: 370 – 3.800 m)							

Hausgärten:

Parameter	N	AVG	MED	Q1	Q3	MIN	MAX
Entfernung	97	1.205	870	670	1470	340	4.700
Schwere	97	2,26	2	2	3	1	4
pH-Wert	97	7,0	7,0	6,9	7,1	6,4	7,4
TIC	97	2,33	2,23	1,02	3,40	0,23	6,03
TC	97	7,68	7,76	6,14	8,91	3,31	12,67
Humus	97	9,21	9,05	8,00	10,38	4,79	16,60
Zink	97	1.279	1.160	808	1.540	335	6.380
Blei	97	1.051	729	433	1.400	110	5.660
Cadmium	97	8,3	6,8	5,1	10,3	1,2	25,5
Kupfer	97	79	74	57	89	38	247
Arsen	12	27,8	21,3	20,9	24,5	19,4	87,2
(Entfernung der 12 Standorte – Hohenthurm: 2.645 – 2.900 m)							
Zn (BaCl ₂)	32	4,12	2,5	1,0	6,4	0,2	21
Pb (BaCl ₂)	32	0,12	0,05	0,02	0,15	0,02	0,91
Cd (BaCl ₂)	32	0,36	0,24	0,13	0,45	0,02	1,40
Cu (BaCl ₂)	32	0,05	0,03	0,02	0,05	0,01	0,32
(Entfernung der 32 Standorte: 370 – 3.800 m)							

Spiel- und Sportplätze:

Parameter	N	AVG	MED	Q1	Q3	MIN	MAX
Entfernung	13	971	980	830	1.160	320	1.480
Schwere	13	2,6	3	2	3	1	4
pH-Wert	13	6,8	6,9	6,7	7,0	6,1	7,2
TIC	13	1,68	1,65	0,96	2,85	0,15	3,31
TC	13	6,53	6,30	5,59	7,24	3,80	9,44
Humus	13	8,35	7,98	6,98	9,62	5,81	12,46
Zink	13	1.037	580	515	923	451	4.690
Blei	13	667	457	373	574	303	3.070
Cadmium	13	7,0	4,4	4,2	6,9	2,4	30,9
Kupfer	13	66	51	49	69	42	185

Abhängigkeit ausgewählter Parameter von der Entfernung zum Werk:

(Spearman Rank–Correlation–Coefficient R)

Sowohl bei den Totalgehalten als auch bei den Bariumchloridauszügen konnten für die vier untersuchten Schwermetalle mit der Entfernung vom Werk abnehmende Konzentrationen festgestellt werden. Der anorganische Kohlenstoff und der Gesamtkohlenstoff nehmen ebenfalls mit der Entfernung vom Werk ab. Der Humusgehalt zeigt keine Abhängigkeit von der Entfernung zum Werk. In Werksnähe liegt der pH-Wert geringfügig höher.

<i>Korrelation: Entfernung zum Werk – ausgewählte Parameter (gesamter Datensatz)</i>				
<i>Totalgehalt</i>	R	p <	N	Bemerkung:
Blei	–0,5	0,001	112	Abnahme mit der Entfernung
Cadmium	–0,6	0,001	112	Abnahme mit der Entfernung
Kupfer	–0,4	0,001	112	Abnahme mit der Entfernung
Zink	–0,4	0,001	112	Abnahme mit der Entfernung
Humus	–0,0	n.s.	112	nicht signifikant
TIC	–0,5	0,001	112	Abnahme mit der Entfernung
TC	–0,4	0,001	112	Abnahme mit der Entfernung
pH	–0,3	0,001	112	Abnahme mit der Entfernung
<i>Korrelation: Entfernung zum Werk – ausgewählte Parameter (Hausgärten)</i>				
<i>Totalgehalt</i>	R	p <	N	Bemerkung:
Blei	–0,5	0,001	97	Abnahme mit der Entfernung
Cadmium	–0,6	0,001	97	Abnahme mit der Entfernung
Kupfer	–0,4	0,001	97	Abnahme mit der Entfernung
Zink	–0,4	0,001	97	Abnahme mit der Entfernung
Humus	–0,0	n.s.	97	nicht signifikant
TIC	–0,5	0,001	97	Abnahme mit der Entfernung
TC	–0,4	0,001	97	Abnahme mit der Entfernung
pH	–0,4	0,001	97	Abnahme mit der Entfernung
<i>BaCl₂-Auszug</i>	R	p <	N	Bemerkung:
Blei	–0,4	0,050	32	Abnahme mit der Entfernung
Cadmium	–0,5	0,005	32	Abnahme mit der Entfernung
Kupfer	–0,2	n.s.	32	nicht signifikant
Zink	–0,3	n.s.	32	nicht signifikant

Die Abhängigkeit der Schwermetallbelastung vom Humusgehalt:

(Spearman Rank–Correlation–Coefficient R)

Da der Humusgehalt nicht mit der Entfernung vom Werk korreliert, wurde der Einfluß des Humusgehaltes auf die Schwermetallbelastung untersucht. Erwartungsgemäß zeigten humusreichere Böden einen höheren Schwermetallgehalt (Metallbindungsvermögen). Für die Bariumchloridauszüge konnte, mit Ausnahme von Zink, kein signifikanter Einfluß des Humusgehaltes festgestellt werden (relativ geringer Stichprobenumfang).

<i>Korrelation: Humusgehalt – ausgewählte Parameter (gesamter Datensatz)</i>				
<i>Totalgehalt</i>	<i>R</i>	<i>p <</i>	<i>N</i>	<i>Bemerkung:</i>
Blei	0,3	0,005	112	Zunahme mit Humusgehalt
Cadmium	0,3	0,001	112	Zunahme mit Humusgehalt
Kupfer	0,4	0,001	112	Zunahme mit Humusgehalt
Zink	0,4	0,001	112	Zunahme mit Humusgehalt
<i>Korrelation: Humusgehalt – ausgewählte Parameter (Gartenböden)</i>				
<i>Totalgehalt</i>	<i>R</i>	<i>p <</i>	<i>N</i>	<i>Bemerkung:</i>
Blei	0,2	0,005	97	Zunahme mit Humusgehalt
Cadmium	0,3	0,001	97	Zunahme mit Humusgehalt
Kupfer	0,4	0,001	97	Zunahme mit Humusgehalt
Zink	0,4	0,001	97	Zunahme mit Humusgehalt
<i>BaCl₂-Auszug</i>	<i>R</i>	<i>p <</i>	<i>N</i>	<i>Bemerkung:</i>
Blei	0,3	n.s.	32	nicht signifikant
Cadmium	0,3	n.s.	32	nicht signifikant
Kupfer	0,3	n.s.	32	nicht signifikant
Zink	0,4	0,05	32	Zunahme mit Humusgehalt
<i>Korrelation: Humusgehalt – ausgewählte Parameter (Spiel- und Sportplätze)</i>				
<i>Totalgehalt</i>	<i>R</i>	<i>p <</i>	<i>N</i>	<i>Bemerkung:</i>
Blei	0,7	0,010	13	Zunahme mit Humusgehalt
Cadmium	0,8	0,005	13	Zunahme mit Humusgehalt
Kupfer	0,7	0,010	13	Zunahme mit Humusgehalt
Zink	0,8	0,005	13	Zunahme mit Humusgehalt

Unterschiede zwischen Gartenböden und Böden der Spiel- bzw. Sportplätze

Die pH-Werte, der Gesamtkohlenstoff (TC) und die Metallbelastungen sind in den Böden der Hausgärten signifikant höher als in den Böden der Spiel- und Sportplätze (Mann-Whitney U-Test). Die Böden der Hausgärten und Spiel- und Sportplätze sind nur bedingt miteinander vergleichbar, da die Probenahmen in unterschiedlichen Tiefen erfolgte.

	<i>p <</i>	<i>Bemerkung</i>		<i>p <</i>	<i>Bemerkung</i>
Entfernung	n.s.	nicht signifikant	Humus	n.s.	nicht signifikant
Schwere	n.s.	nicht signifikant	TIC	n.s.	nicht signifikant
TC	0,05	TC Werte in Gärten höher			
pH-Wert	0,05	pH-Werte in Gärten höher			
Zink	0,01	Zinkkonzentrationen in Gärten höher			
Blei	0,05	Bleikonzentrationen in Gärten höher			
Cadmium	0,05	Cadmiumkonzentrationen in Gärten höher			
Kupfer	0,02	Kupferkonzentrationen in Gärten höher			

Andere Parameter (ganzer Datensatz): Als schwerer eingestufte Böden weisen erwartungsgemäß einen geringeren Humusgehalt auf. Humusreichere Böden zeigen einen niedrigeren pH-Wert ($R = -0,2$, $p < 0,05$)

In Tab. 16 bis 18 wird der gesamte Datensatz nach Probennummern geordnet dargestellt. Um eine Abschätzung der Verteilung für die einzelnen Variablen zu ermöglichen, werden im Anschluß daran Frequenzhistogramme (Häufigkeit in %, Abb. 10a–10p) sowie die Schwermetallgesamtgehalte in Abhängigkeit von Richtung und Entfernung vom Werk abgebildet (Abb. 11a – 11d).

Tab. 16: Ergebnisse der allgemeinen Bodenparameter (Gartenböden): (pH-Wert, Gesamtkohlenstoff (TC), anorganischer Kohlenstoff (TIC), organischer Kohlenstoff (TOC), Humusgehalt, Bodenart/Schwereklasse)

(a) Zentrales Untersuchungsgebiet und Referenzstandorte:

Probe Nr.	Richtung	Entf. (m)	pH-Wert	TC (%)	TIC (%)	TOC (%)	Humusgehalt (%)	Bodenart*/Schwereklasse
1	N	1.000	6,9	11,28	6,03	5,25	9,05	uS (I)
2 ¹	S	320	6,5	8,53	1,03	7,23	12,46	IS (II)
3	N	820	7,2	8,39	3,43	4,96	8,55	IS (II)
4 ¹	N	910	7,0	7,07	2,88	4,19	7,22	uS (I)
5	O	750	7,1	7,14	2,43	4,71	8,12	IS (II)
6	O	700	6,9	8,87	3,18	5,69	9,81	uS (I)
7	O	630	7,3	6,46	2,16	4,30	7,41	IS (II)
8	O	780	7,1	6,06	2,23	3,83	6,60	uS (I)
9	O	870	7,1	8,56	2,78	5,78	9,96	IS (II)
10	O	700	7,0	7,50	2,86	4,64	8,00	IS (II)
11	O	770	7,0	7,80	2,23	5,57	9,60	IS (II)
12	O	830	7,0	8,03	2,14	5,89	10,15	IS (II)
13	O	700	7,2	5,63	1,70	3,93	6,78	sL (III)
14	O	970	7,1	9,70	2,99	6,71	11,57	IS (II)
15	O	950	7,0	8,01	2,67	5,34	9,21	uS (I)
16	O	940	7,2	6,17	1,05	5,12	8,83	sL (III)
17	O	1.150	7,3	6,02	1,95	4,07	7,02	IS (II)
18	O	730	7,2	8,62	3,99	4,63	7,98	IS (II)
19	O	670	7,0	8,75	3,24	5,51	9,50	uS (I)
20	O	630	7,3	8,87	2,94	5,93	10,22	uS (I)
21	O	570	7,0	8,18	2,93	5,25	9,05	uS (I)
22	O	450	7,2	8,81	3,63	5,18	8,93	uS (I)
23	O	460	7,0	11,34	4,04	7,30	12,59	IS (II)
24	O	460	7,2	6,53	1,95	4,58	7,90	IS (II)
25	O	500	7,1	6,40	3,23	3,17	5,47	uS (I)
26	O	430	7,4	7,90	3,71	4,19	7,22	IS (II)
27	S	460	7,0	10,39	4,17	6,22	10,72	IS (II)
28	S	370	7,0	9,39	3,68	5,71	9,84	IS (II)
29	O	380	7,1	8,49	2,34	6,15	10,60	uS (I)
30	O	550	6,9	12,03	4,54	7,49	12,91	uS (I)
31	O	630	7,2	9,00	3,56	5,44	9,38	sL (III)
32	O	630	7,3	6,79	1,82	4,97	8,57	sL (III)
33	O	630	7,1	9,00	3,40	5,60	9,65	IS (II)
34	O	570	6,9	9,70	3,02	6,68	11,52	IS (II)
35	O	830	7,1	9,02	3,25	5,77	9,95	IS (II)
36	O	1.000	7,1	8,09	3,56	4,53	7,81	IS (II)

Tab. 16: (Fortsetzung)

Probe Nr.	Rich- tung	Entf. (m)	pH- Wert	TC (%)	TIC (%)	TOC (%)	Humus- gehalt (%)	Bodenart*/ Schwere- klasse
37	O	1.050	7,0	8,37	2,89	5,48	9,45	sU (II)
38	O	1.100	7,0	5,93	1,29	4,64	8,00	uS (I)
39 ¹	O	940	7,0	6,49	2,85	3,64	6,28	sL (III)
40 ¹	O	750	6,9	5,51	1,65	3,86	6,65	IS (II)
41	O	870	7,1	9,61	4,03	5,58	9,62	sL (III)
42 ¹	O	1.070	7,1	6,13	1,19	4,94	8,52	sL (III)
43	O	1.040	7,2	7,20	2,65	4,55	7,84	sL (III)
44	O	1.010	7,1	7,05	1,91	5,14	8,86	sL (III)
45 ¹	O	980	7,2	6,30	1,82	4,48	7,72	L (IV)
46	O	930	7,1	8,74	3,23	5,51	9,50	sL (III)
47 ²	O	1.200	6,9	7,24	2,04	5,20	8,96	sL (III)
48	O	830	6,9	9,44	3,31	6,13	10,57	sL (III)
49 ¹	O	750	6,9	5,45	0,52	4,93	8,50	sL (III)
50	S	760	7,0	9,58	2,23	7,35	12,67	IS (II)
51	S	640	6,9	12,60	4,98	7,62	13,14	IS (II)
52	S	590	7,1	10,02	3,62	6,40	11,03	IS (II)
53	S	510	7,0	12,67	3,04	9,63	16,60	IS (II)
54	S	580	7,1	8,51	2,93	5,58	9,62	sL (III)
55 ¹	S	490	7,0	6,52	1,73	4,79	8,26	IS (II)
56	S	590	7,0	9,32	4,29	5,03	8,67	IS (II)
57 ³	—	0	7,2	1,92	0,83	1,09	1,88	sT (IV)
58	S	340	7,0	9,05	4,29	4,76	8,21	sL (III)
59	W	650	6,7	10,86	2,13	8,73	15,05	IS (II)
60	W	870	6,8	7,57	0,90	6,67	11,50	IS (II)
61	W	750	7,1	3,44	0,66	2,78	4,79	sL (III)
62	W	850	7,2	5,73	0,50	5,23	9,02	IS (II)
63	S	850	7,2	7,28	1,05	6,23	10,74	sL (III)
64	S	860	6,8	5,24	0,40	4,84	8,34	uL (IV)
65	S	820	7,0	9,70	5,83	3,87	6,67	sL (III)
66	S	760	6,9	10,61	4,59	6,02	10,38	sU (II)
67	S	700	6,9	9,87	5,20	4,67	8,05	U (II)
68	S	770	7,1	7,35	2,64	4,71	8,12	sU (II)
69	S	590	7,1	8,64	5,52	3,12	5,38	sL (III)
70	S	680	7,2	5,06	0,97	4,09	7,05	sT (IV)
71	S	710	7,1	4,33	0,64	3,69	6,36	uL (IV)
72	S	810	7,1	5,09	1,57	3,52	6,07	L (IV)
73	S	1.000	6,9	3,31	0,45	2,86	4,93	sT (IV)
74 ¹	S	1.100	6,7	3,80	0,43	3,37	5,81	sL (III)
75 ¹	O	1.160	6,5	4,43	0,38	4,05	6,98	sL (III)
76	O	1.060	7,1	8,65	3,42	5,23	9,02	sL (III)
77	O	1.150	7,2	8,15	3,48	4,67	8,05	sL (III)
78	O	1.230	7,2	9,29	3,96	5,33	9,19	sU (II)
79	O	1.200	7,3	8,91	1,94	6,97	12,02	sL (III)
80	O	1.420	7,0	8,38	2,30	6,08	10,48	IU (III)
81	O	1.330	7,1	4,83	0,70	4,13	7,12	uL (IV)
82 ⁴	O	990	7,0	7,71	2,87	5,84	8,34	L (IV)
83	O	1.450	7,0	8,23	1,68	6,55	11,29	IS (II)

Tab. 17: Ergebnisse der Schwermetallanalysen von Gartenböden
 (Bodenhorizont 0 – 20 cm); Angaben in mg/kg Trockensubstanz

(a) Zentrales Untersuchungsgebiet und Referenzstandorte:

Probe Nr.	Richt- tung	Entf. (m)	Zink (Zn)	Cadmium (Cd)	Blei (Pb)	Kupfer (Cu)
1	N	1.000	1.450	6,9	748	40,2
2 ¹	S	320	4.690	30,9	3.070	185,0
3	N	820	670	5,9	529	49,4
4 ¹	N	910	515	4,6	457	41,7
5	O	750	1.290	8,0	853	62,4
6	O	700	1.430	12,8	1.660	92,7
7	O	630	650	6,5	703	54,3
8	O	780	1.250	9,1	1.100	65,9
9	O	870	1.360	9,0	1.070	73,0
10	O	700	1.060	10,3	1.470	64,0
11	O	770	1.230	13,3	1.400	73,7
12	O	830	1.000	9,5	1.190	78,3
13	O	700	616	6,3	729	62,1
14	O	970	1.090	13,9	1.810	89,8
15	O	950	1.050	12,5	1.420	69,0
16	O	940	941	11,0	1.490	71,3
17	O	1.150	576	6,6	818	53,7
18	O	730	1.160	13,4	1.840	81,8
19	O	670	1.510	12,3	2.040	89,4
20	O	630	1.060	15,7	3.060	89,8
21	O	570	1.300	15,1	2.110	89,7
22	O	450	1.260	22,0	3.430	85,0
23	O	460	1.990	23,4	4.720	127,0
24	O	460	1.190	11,8	880	89,7
25	O	500	1.520	15,0	2.450	85,7
26	O	430	1.160	9,2	349	70,0
27	S	460	2.460	14,2	1.850	99,7
28	S	370	2.090	18,2	1.730	107,0
29	O	380	2.040	16,5	2.540	155,0
30	O	550	2.100	15,3	1.720	111,0
31	O	630	1.210	10,3	1.160	74,5
32	O	630	983	8,5	960	78,9
33	O	630	1.580	13,9	1.490	79,8
34	O	570	2.110	18,3	2.570	131,0
35	O	830	1.020	9,8	1.180	77,7
36	O	1.000	1.230	7,1	801	71,4
37	O	1.050	1.490	5,8	819	77,7
38	O	1.100	808	6,9	749	64,7

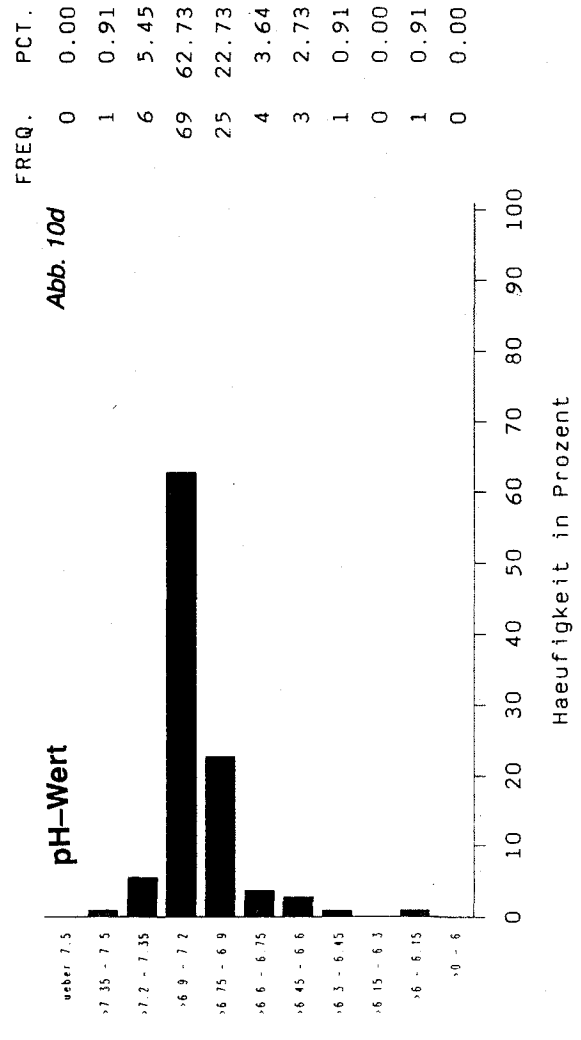
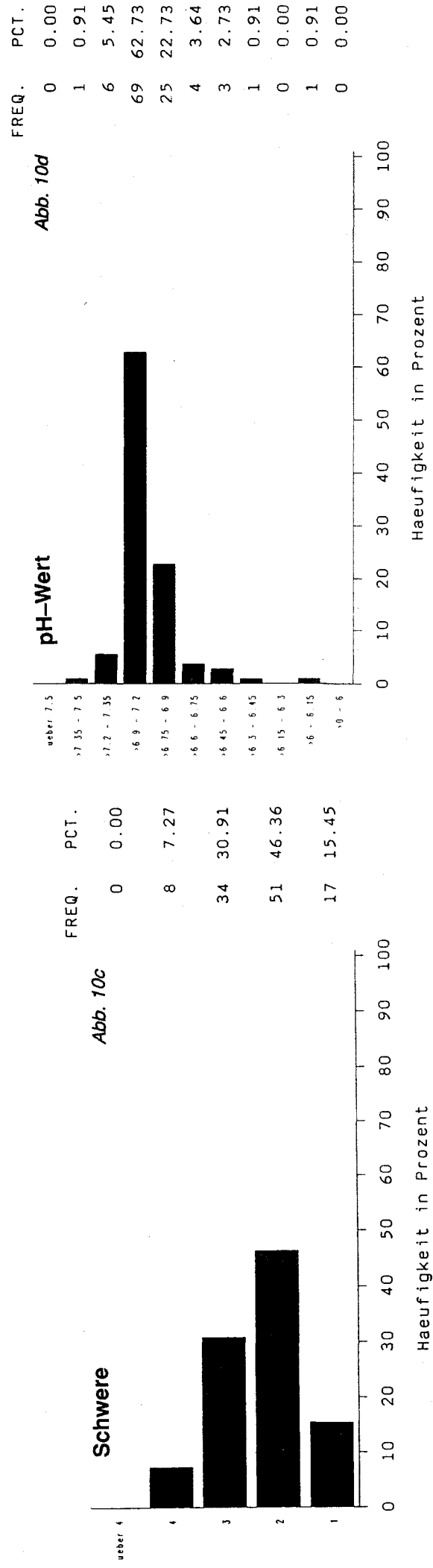
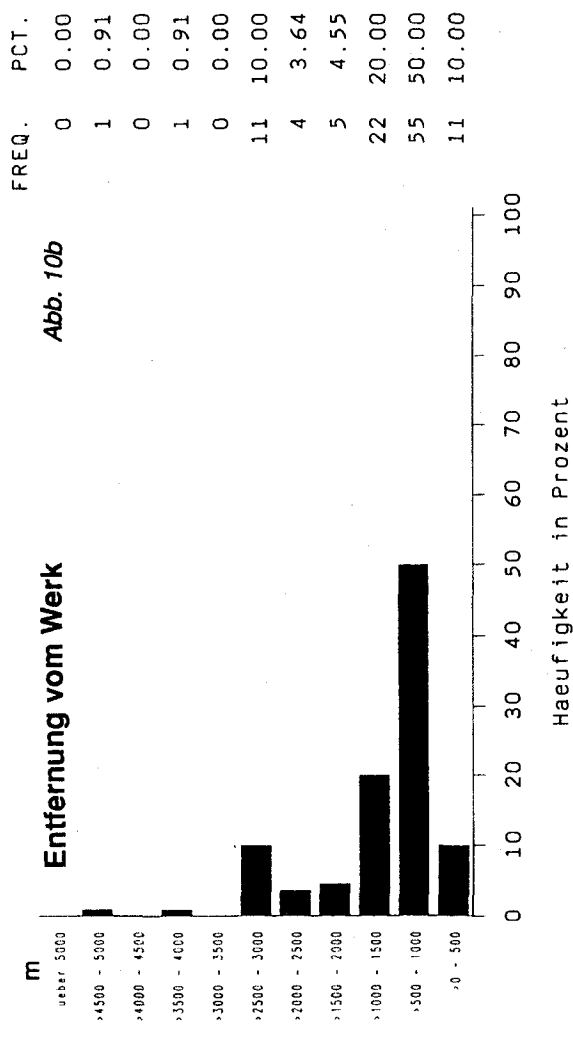
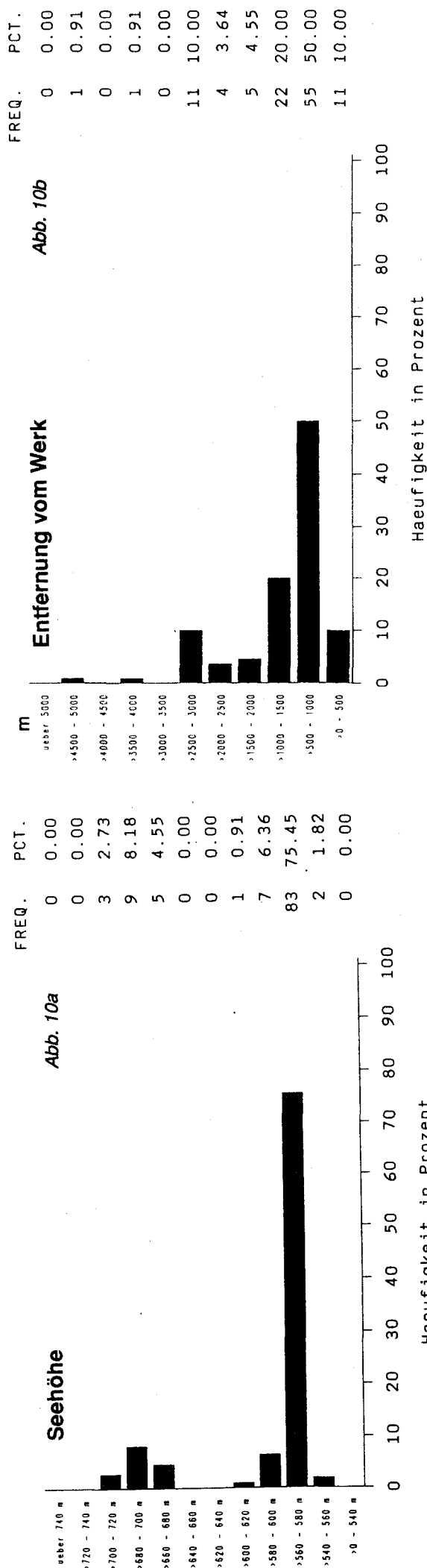
Tab. 17: (Fortsetzung; Angaben in mg/kg Trockensubstanz)

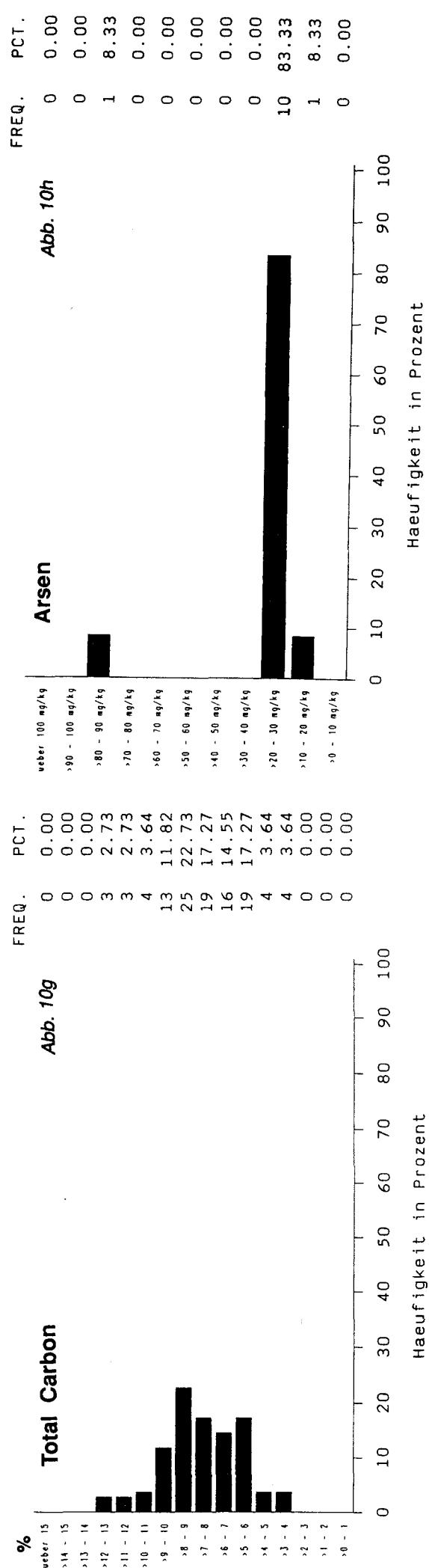
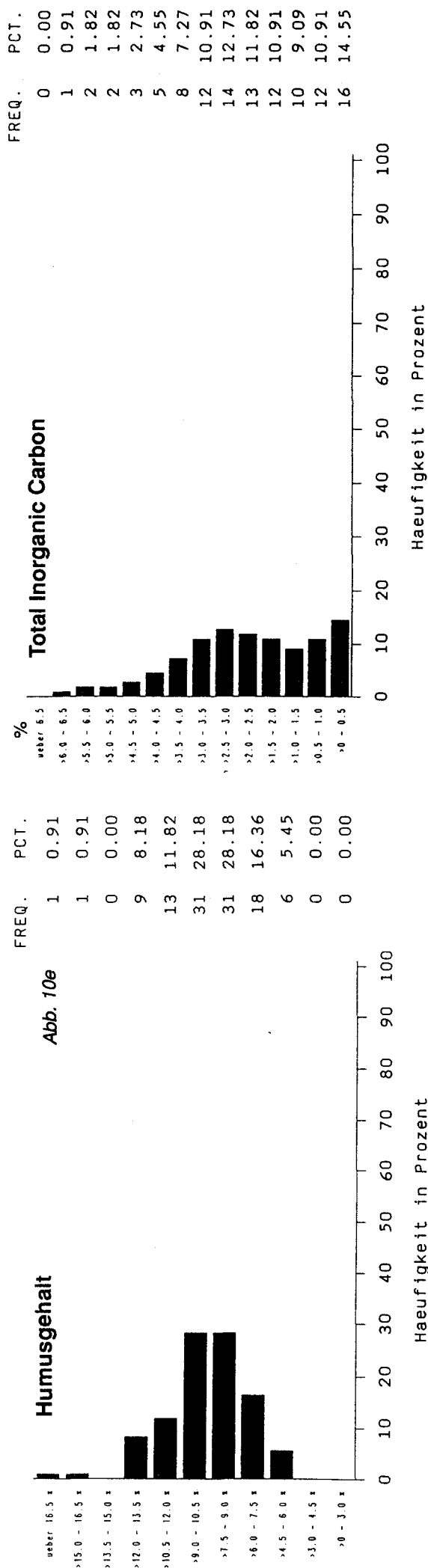
Probe Nr.	Richt- tung	Entf. (m)	Zink (Zn)	Cadmium (Cd)	Blei (Pb)	Kupfer (Cu)
39 ¹	O	940	455	4,4	323	43,1
40 ¹	O	750	456	4,2	470	49,0
41	O	870	1.550	10,3	1.040	74,4
42 ¹	O	1.070	732	7,2	398	62,7
43	O	1.040	1.270	5,7	553	67,5
44	O	1.010	1.110	5,2	456	69,4
45 ¹	O	980	548	4,2	303	51,1
46	O	930	825	5,4	429	56,5
47 ²	O	1.200	537	5,4	574	46,5
48	O	830	1.560	6,9	645	70,3
49 ¹	O	750	994	5,4	351	63,6
50	S	760	848	5,1	457	50,2
51	S	640	2.440	13,9	1.140	83,3
52	S	590	1.890	11,5	1.030	86,4
53	S	510	1.370	10,3	1.140	142,0
54	S	580	1.420	9,6	845	68,9
55 ¹	S	490	1.550	10,3	795	77,5
56	S	590	1.890	9,1	1.020	87,7
57 ³	—	0	1.250	7,7	709	35,2
58	S	340	2.520	12,6	1.950	103,0
59	W	650	6.380	25,5	3.140	247,0
60	W	870	1.620	9,0	950	118,0
61	W	750	600	5,9	552	73,0
62	W	850	1.100	8,6	884	165,0
63	S	850	1.130	5,5	582	81,0
64	S	860	1.150	6,6	646	158,0
65	S	820	1.760	8,3	737	50,6
66	S	760	3.350	9,6	5.660	122,0
67	S	700	2.070	8,2	2.860	57,2
68	S	770	1.420	7,3	2.670	89,6
69	S	590	2.300	9,4	1.620	55,6
70	S	680	1.050	5,7	683	74,3
71	S	710	735	5,1	522	78,7
72	S	810	1.150	5,2	406	64,3
73	S	1.000	618	3,4	362	69,5
74 ¹	S	1.100	451	2,4	469	58,9
75 ¹	O	1.160	580	2,7	373	74,2
76	O	1.060	1.380	6,4	726	75,9
77	O	1.150	1.170	6,8	608	78,0
78	O	1.230	1.590	6,6	618	94,7
79	O	1.200	1.650	6,7	692	147,0

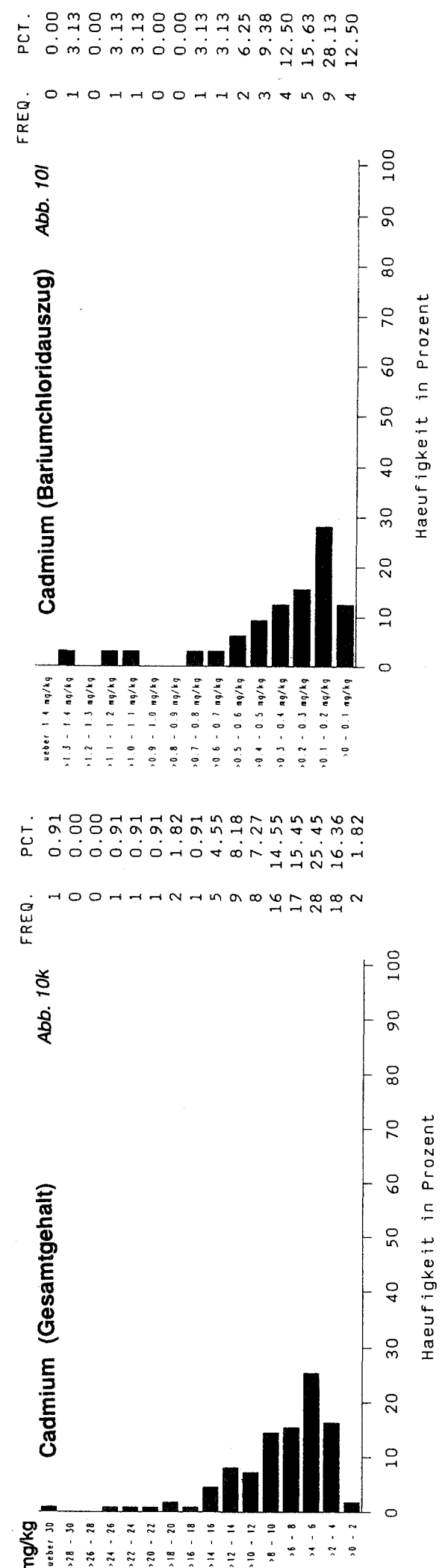
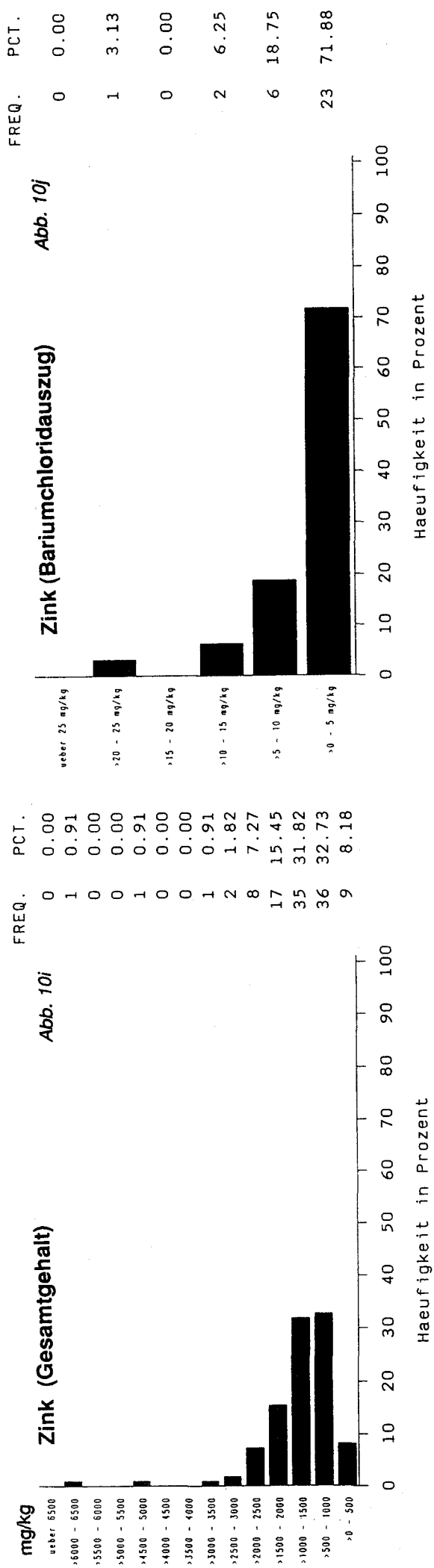
Tab. 18: Ergebnisse der Schwermetallgehalte des BaCl₂-Auszuges von 32 ausgewählten Standorten geordnet nach Probennummer (Angaben in mg/kg Trockensubstanz)

(a) Zentrales Untersuchungsgebiet (geordnet nach Entfernung vom Werksschlot):						
Probe Nr.	Entfernung (m)	Richtung	Zink (Zn)	Cadmium (Cd)	Blei (Pb)	Kupfer (Cu)
1	1.000	N	6,60	0,23	0,08	0,022
3	820	N	2,00	0,20	0,05	0,025
7	630	O	0,70	0,15	0,04	0,044
8	780	O	2,90	0,38	0,13	0,052
9	870	O	3,50	0,31	0,11	0,320
15	950	O	4,70	0,58	0,20	0,029
18	730	O	2,10	0,39	0,16	0,041
21	570	O	2,90	0,42	0,18	0,030
22	450	O	6,20	1,40	0,91	0,092
23	460	O	12,00	1,20	0,67	0,068
28	370	S	6,70	0,54	0,19	0,063
30	550	O	8,30	0,46	0,07	0,048
32	630	O	0,82	0,20	<0,02	0,024
36	1.000	O	3,10	0,27	0,04	0,042
38	1.100	O	1,80	0,22	0,06	0,031
43	1.040	O	1,80	0,16	<0,02	0,037
46	930	O	1,20	0,14	<0,02	0,036
52	590	S	7,60	0,39	0,05	0,042
58	340	S	1,90	1,10	0,28	0,070
60	870	W	6,90	0,44	0,06	0,053
64	860	S	2,90	0,24	<0,02	0,028
66	760	S	21,00	0,63	0,26	0,065
69	590	S	14,00	0,71	0,13	0,030
71	710	S	0,55	0,12	<0,02	0,020
73	1.000	S	0,85	0,12	<0,02	0,013
77	1.150	O	1,10	0,11	<0,02	0,034
81	1.330	O	0,64	0,09	<0,02	0,021
89	1.520	O	5,00	0,24	<0,02	0,027
93 ¹	3.800	O	0,22	0,04	<0,02	0,016
95 ¹	2.550	W	1,10	0,11	<0,02	0,022
99 ¹	1.300	S	0,49	0,06	<0,02	0,024
100 ¹	1.980	S	0,17	0,02	<0,02	0,017

¹ = Referenzstandort







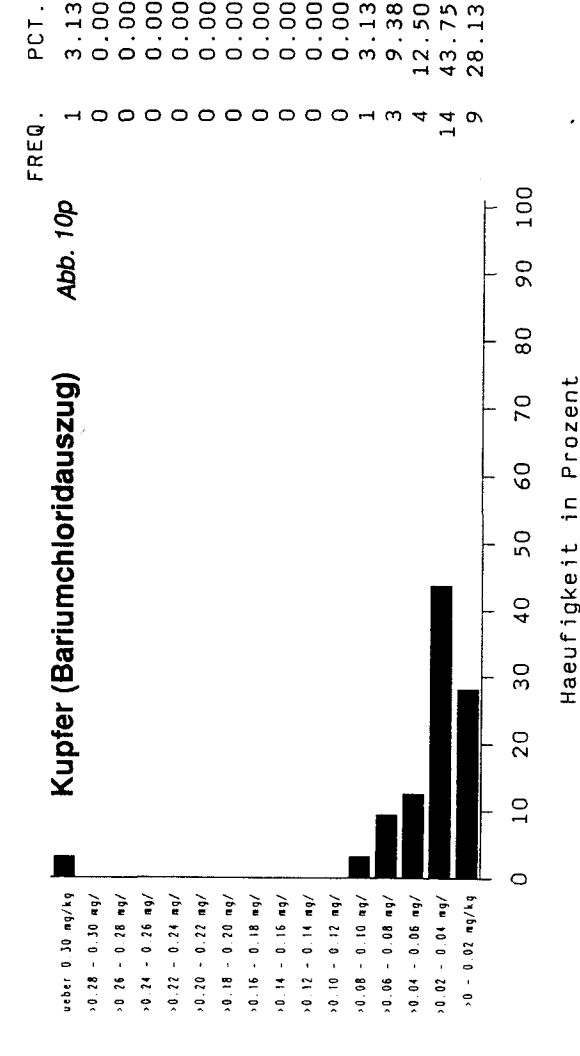
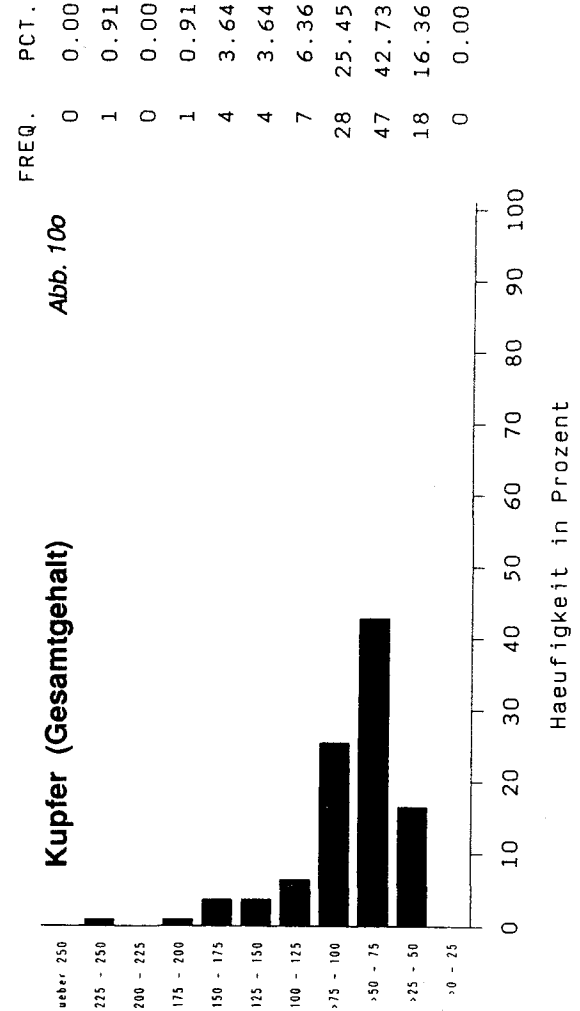
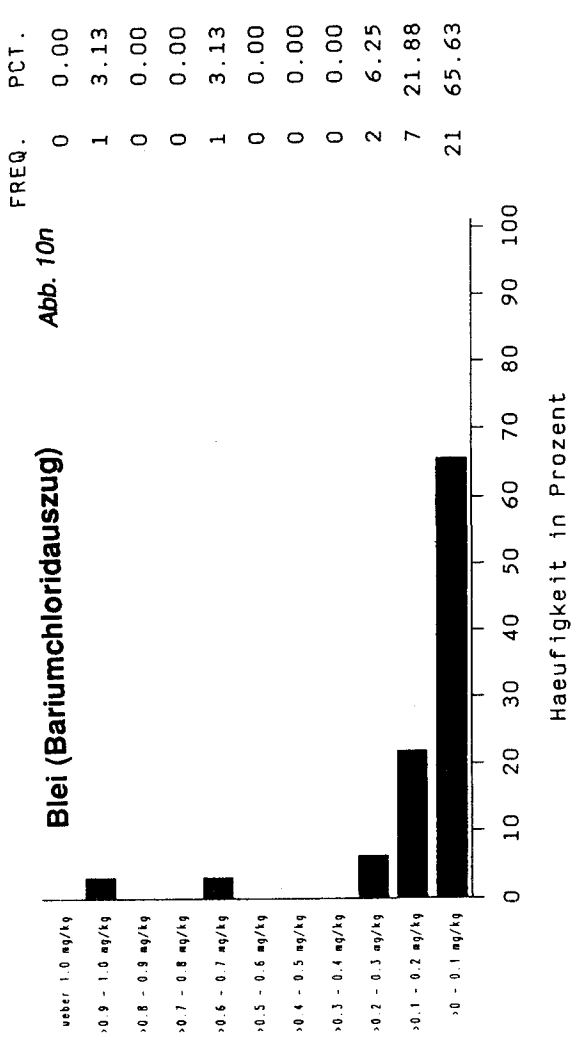
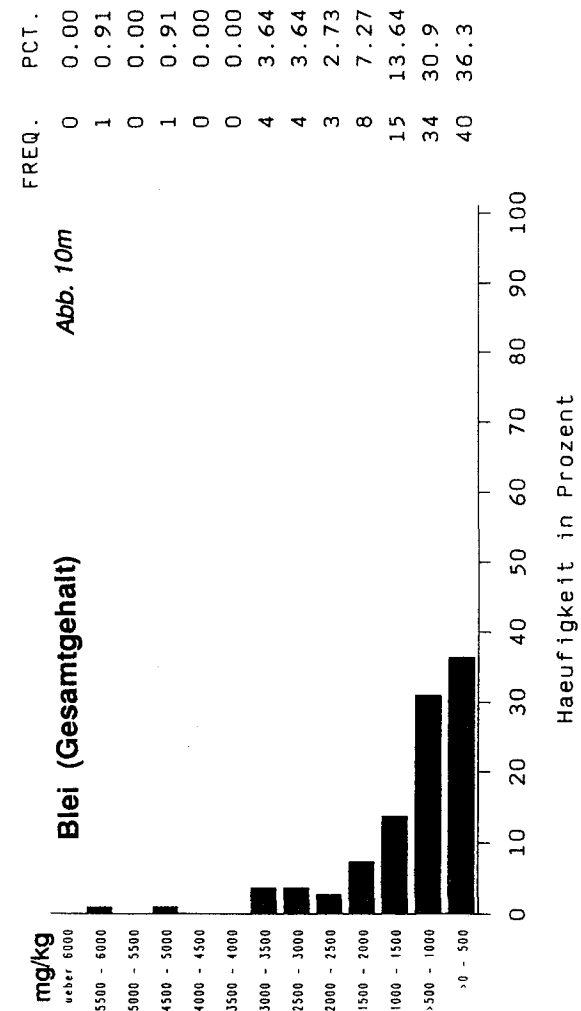


Abb. 11a

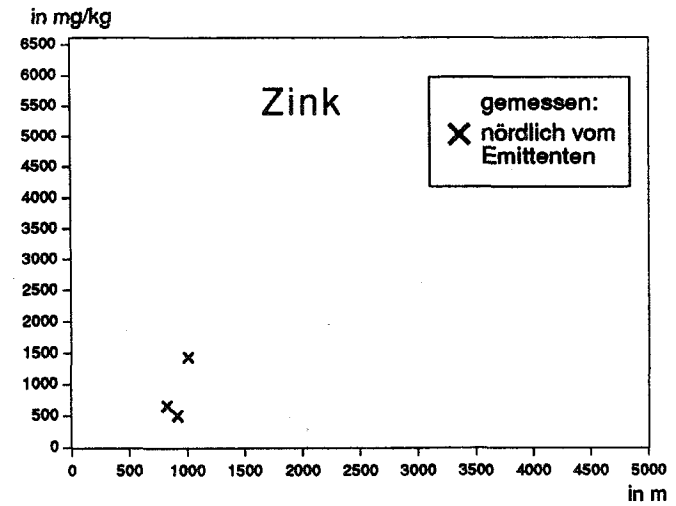
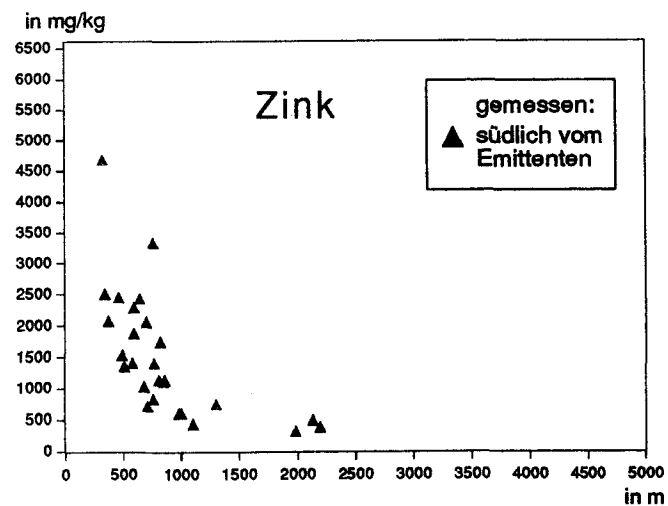
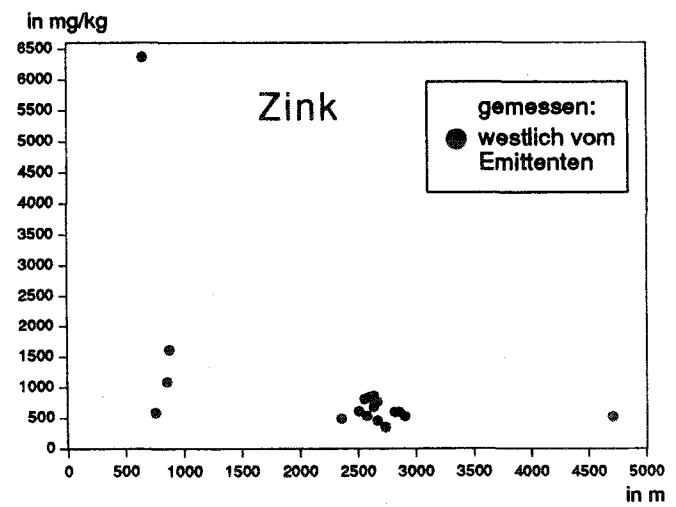
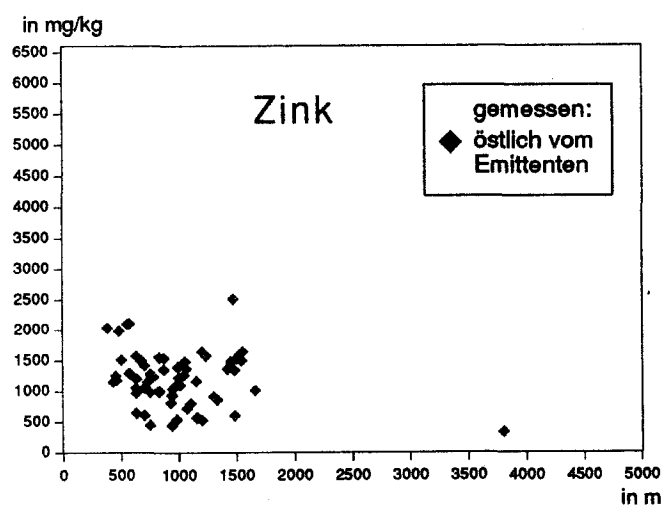
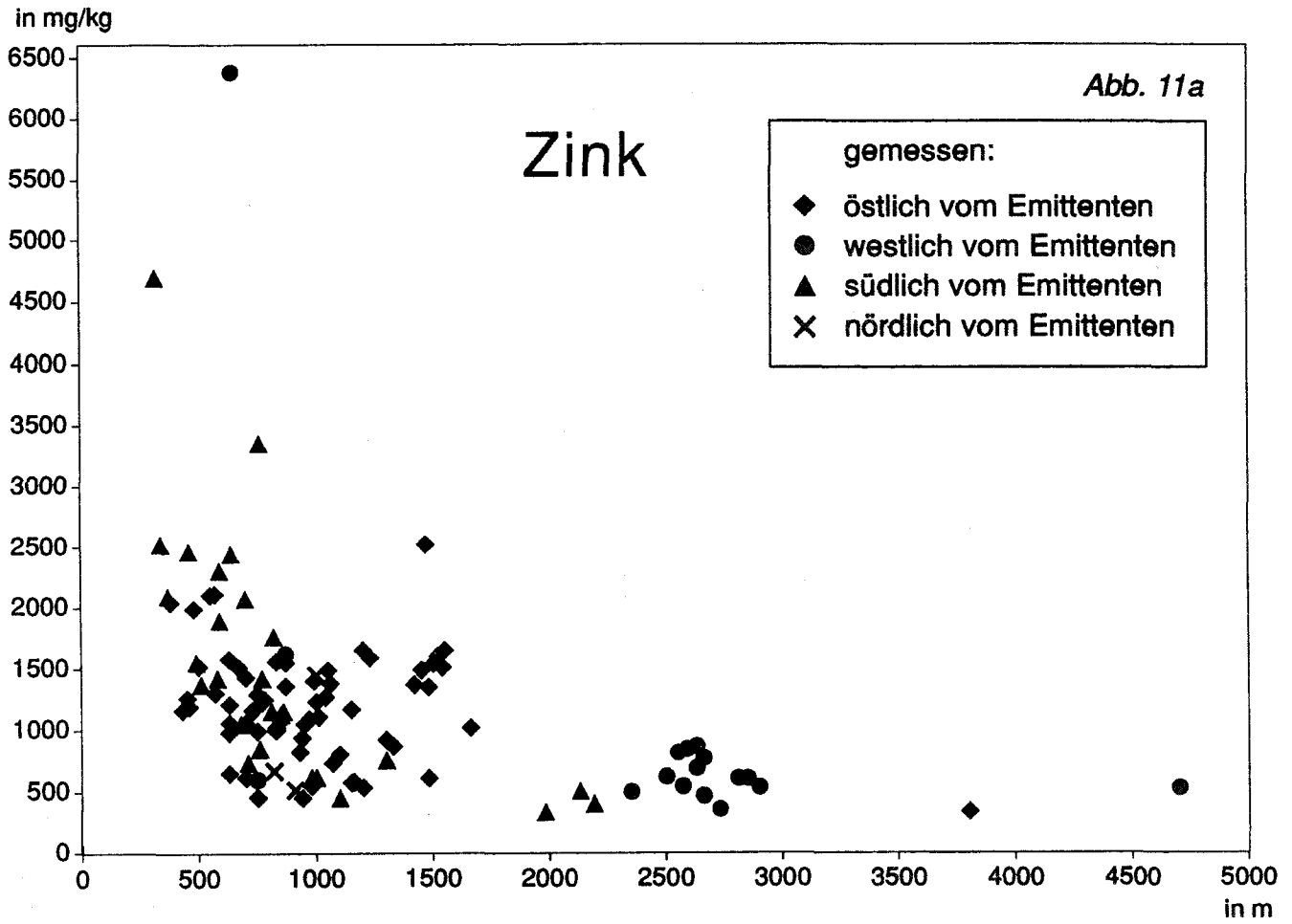
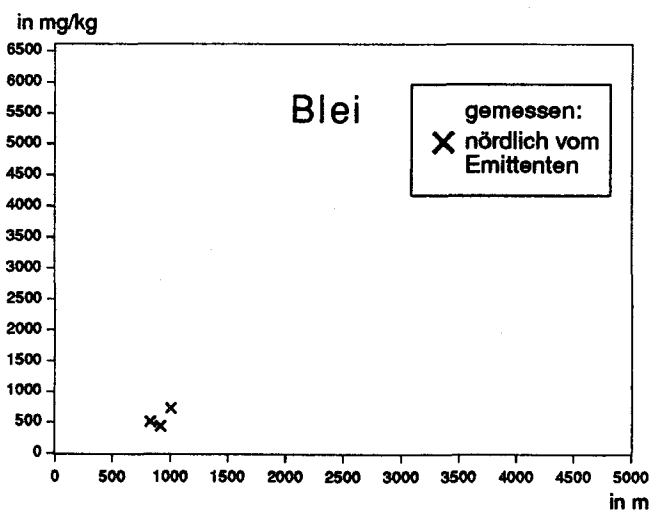
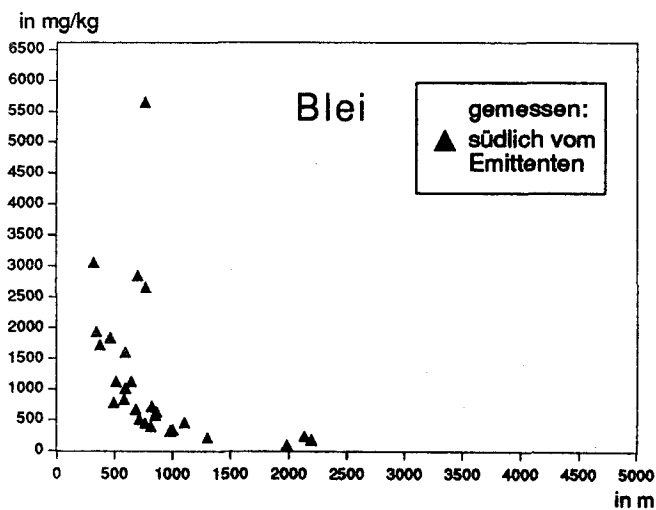
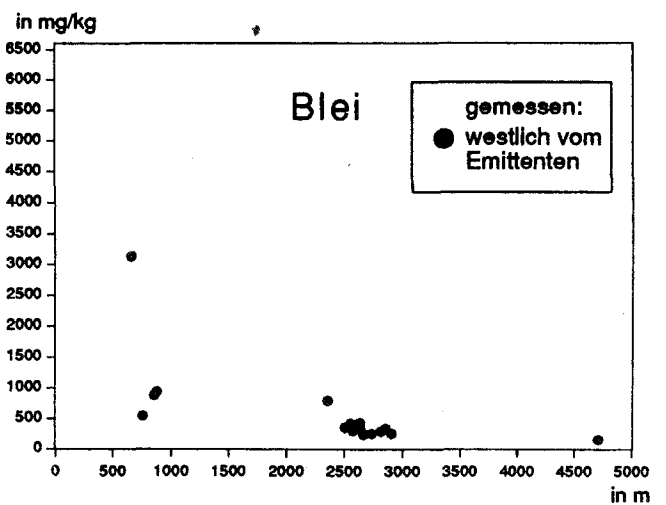
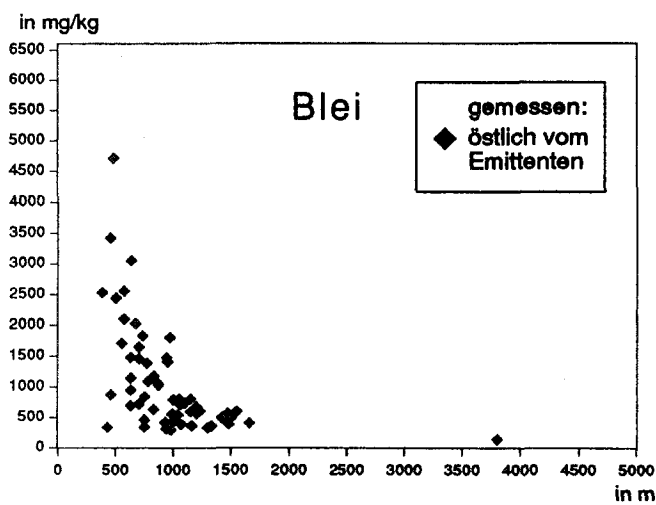
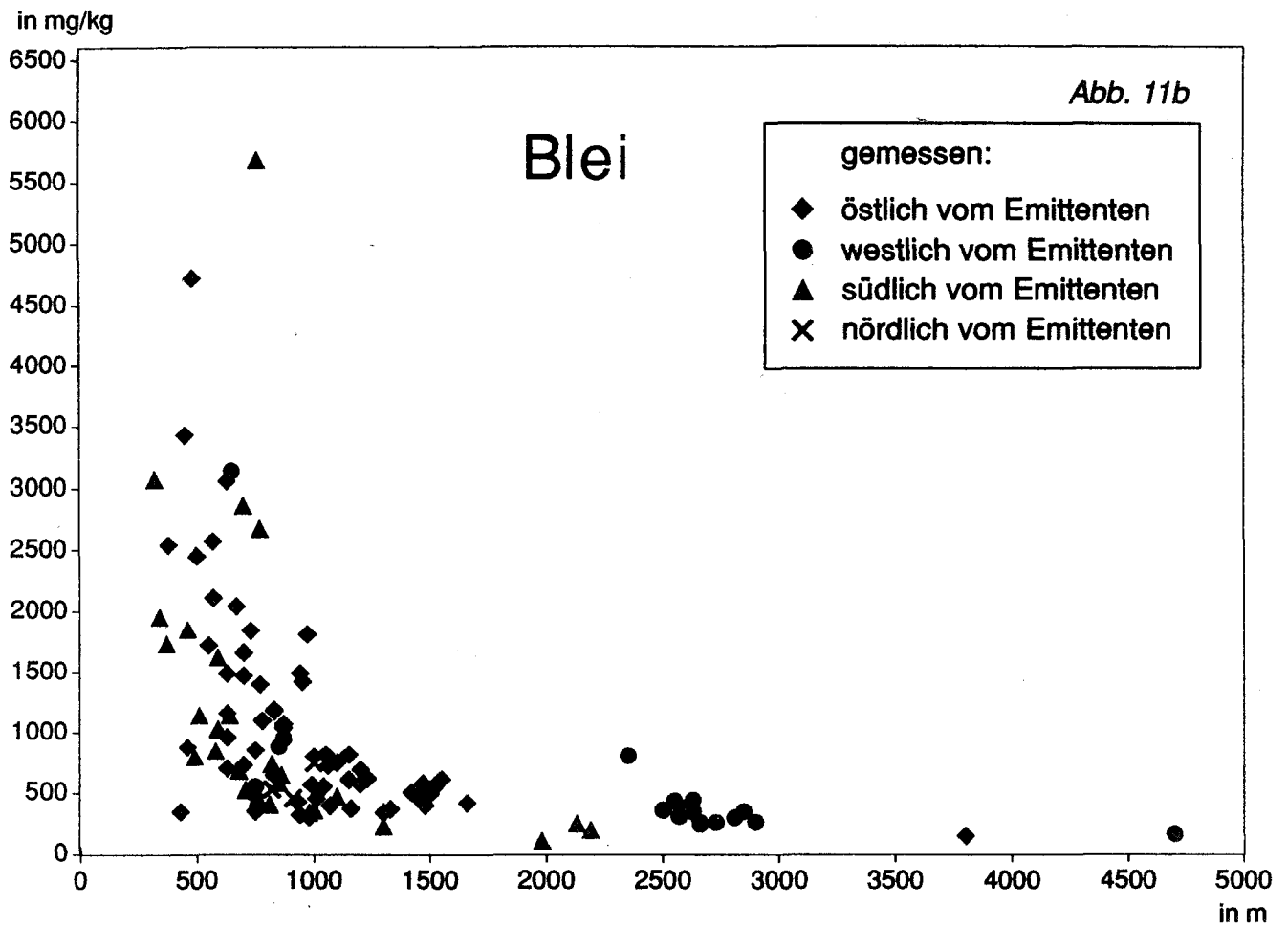


Abb. 11b



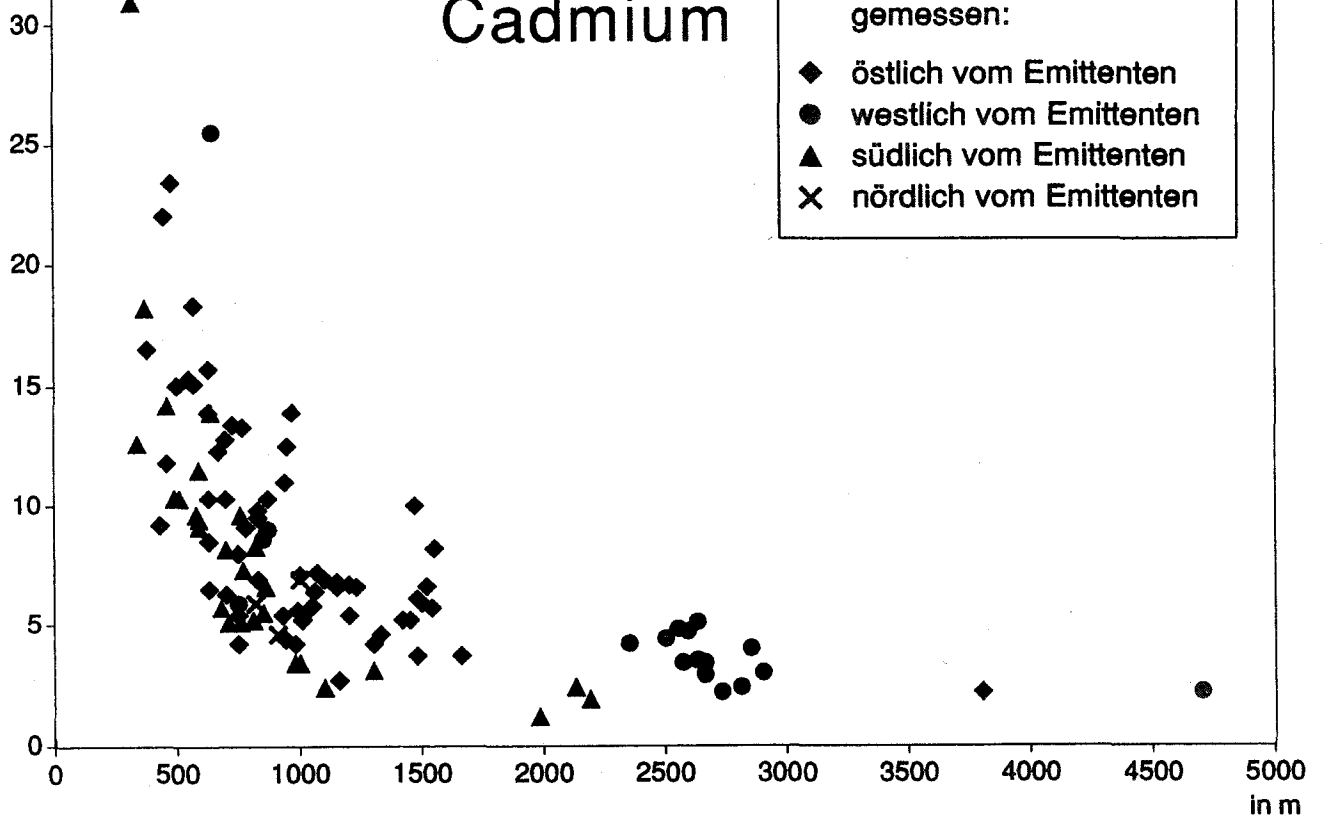
in mg/kg

Abb. 11c

Cadmium

gemessen:

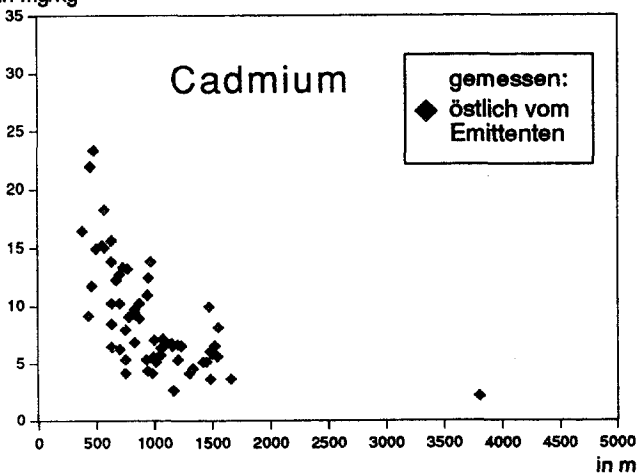
- ♦ östlich vom Emittenten
- westlich vom Emittenten
- ▲ südlich vom Emittenten
- × nördlich vom Emittenten



in mg/kg

Cadmium

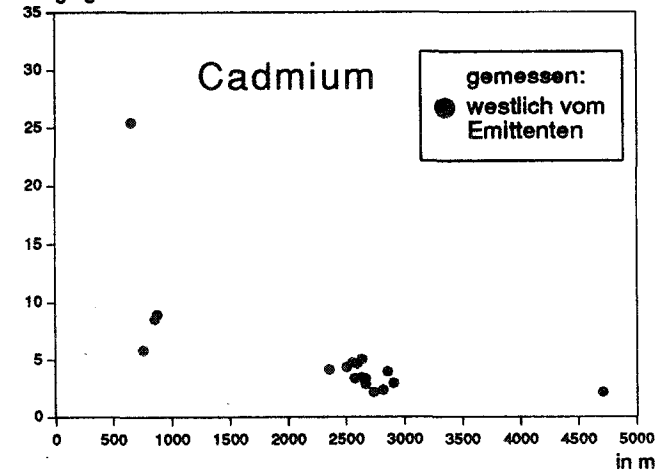
gemessen:
♦ östlich vom Emittenten



in mg/kg

Cadmium

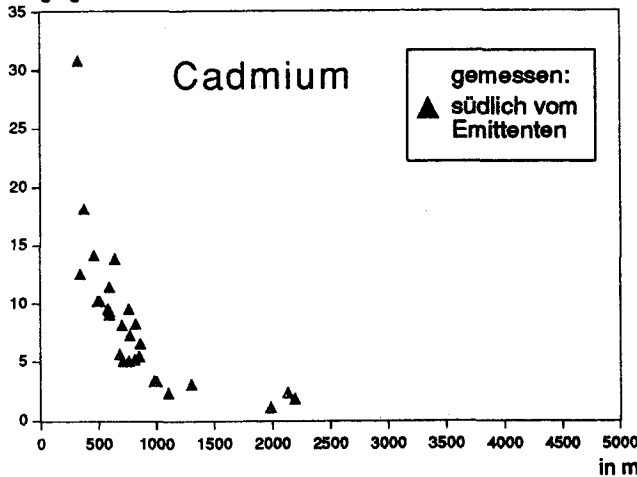
gemessen:
● westlich vom Emittenten



in mg/kg

Cadmium

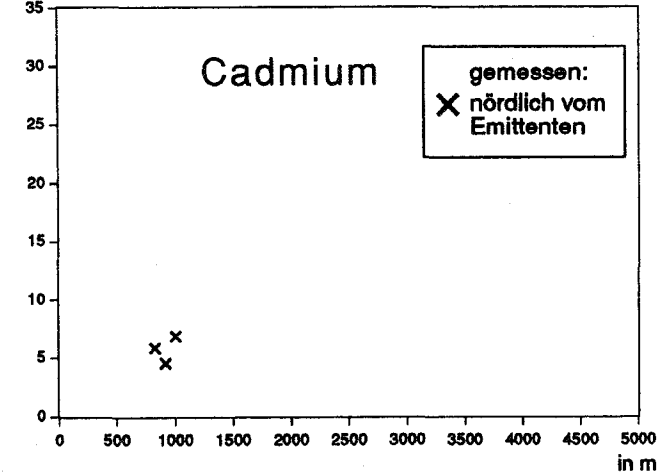
gemessen:
▲ südlich vom Emittenten



in mg/kg

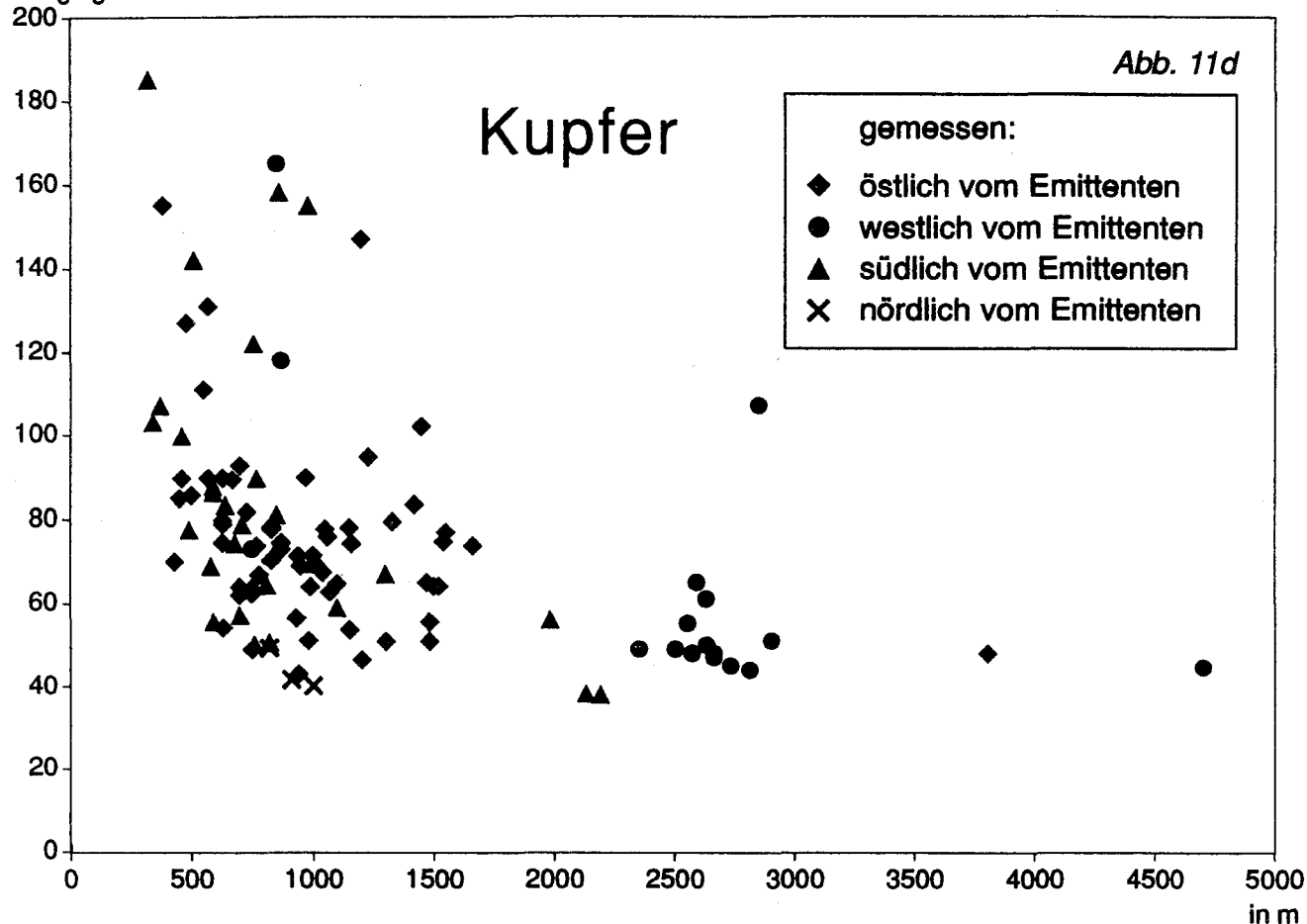
Cadmium

gemessen:
× nördlich vom Emittenten

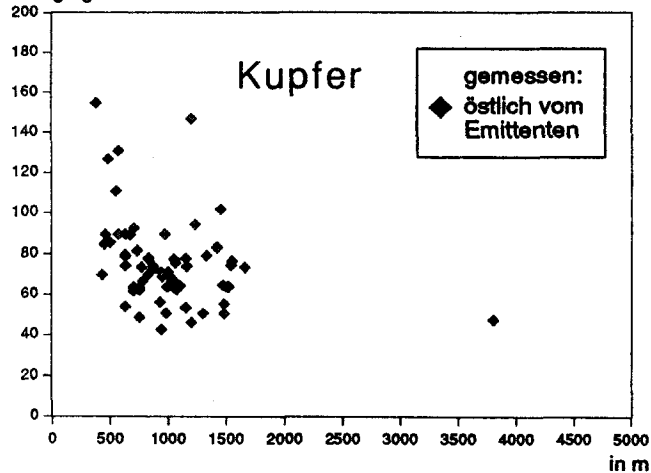


in mg/kg

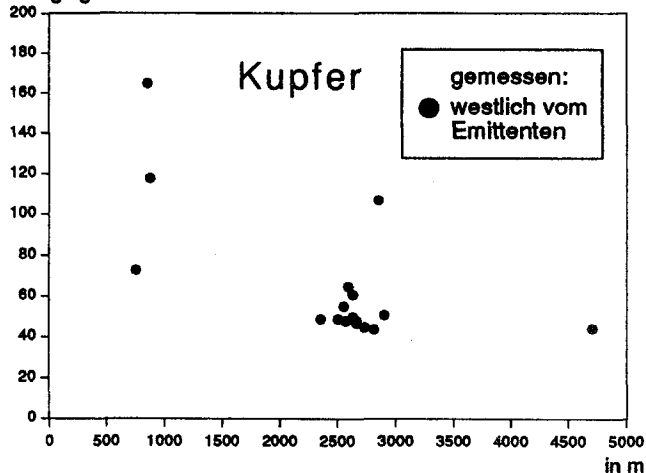
Abb. 11d



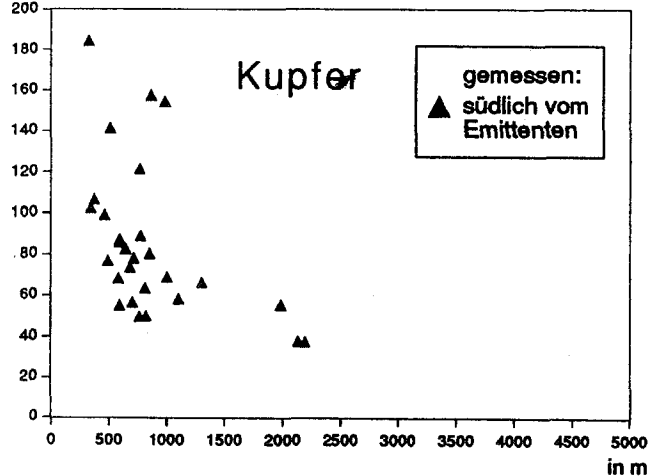
in mg/kg



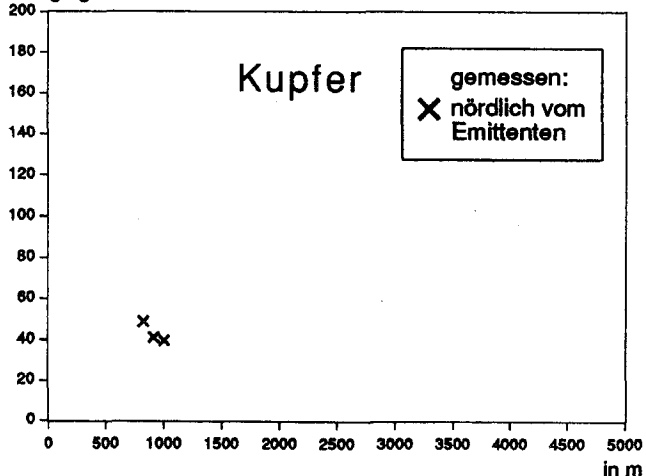
in mg/kg



in mg/kg



in mg/kg



Anhang 2: Schwermetalle im Bariumchlorid-Auszug

Die Verfügbarkeit bzw. Mobilität von Metallen in Böden ist ein wesentliches Kriterium für ihre Wirkung auf andere Teile von Ökosystemen. Die Gefahr für die Auswaschung von Metallen in Grund- und Oberflächenwasser und deren Aufnahme in pflanzliche und tierische Organismen wird davon bestimmt. Die Verfügbarkeit hängt von verschiedenen Bodenparametern ab, insbesondere vom pH-Wert, aber auch vom Humusgehalt, Tongehalt und dem Gehalt an pedogenen Oxiden. Sie ist für verschiedene Elemente unterschiedlich.

Es werden unterschiedliche Extraktionsverfahren zur Abschätzung der Verfügbarkeit bzw. Mobilität von Metallen in Böden angewendet. Von BLUM et al. (1989) wurde ein 0,1 M Bariumchlorid-Auszug vorgeschlagen. In Deutschland wird vorzugsweise ein 0,1 M Calciumchloridauszug angewendet.

In der vorliegenden Untersuchung wurden in 32 ausgewählten Bodenproben zusätzlich zu den Gesamtgehalten im Königswasseraufschluß Zn, Cd, Pb und Cu im 0,1 M Bariumchlorid-Auszug bestimmt. Der Auszug wurde nach BLUM et al. (1989) durchgeführt, wobei in 250 ml Weithals-PE-Flaschen extrahiert wurde und die Proben vor dem Schütteln mit der BaCl₂-Lösung über Nacht stehen gelassen wurden. In den Extrakten wurden die Elemente Zink, Cadmium, Blei und Kupfer mittels ICP-AES nach ÖNORM M 6279 (Jobin Yvon Plasmaemissionsspektrometer JY 38+) bestimmt.

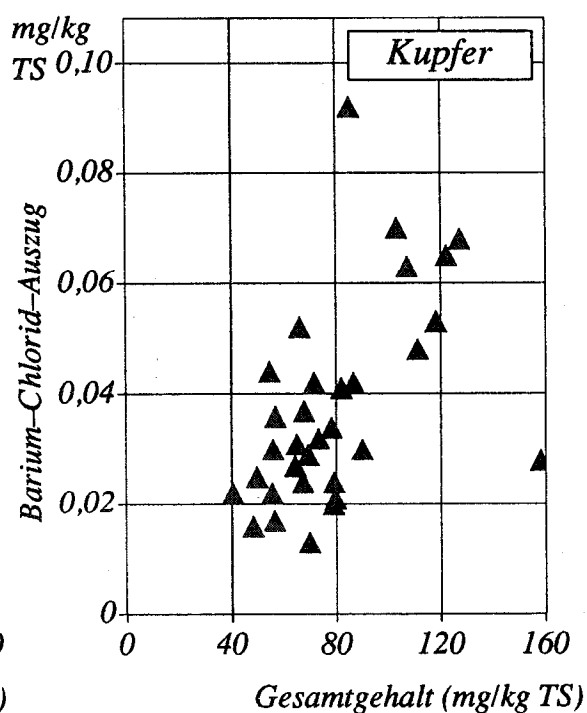
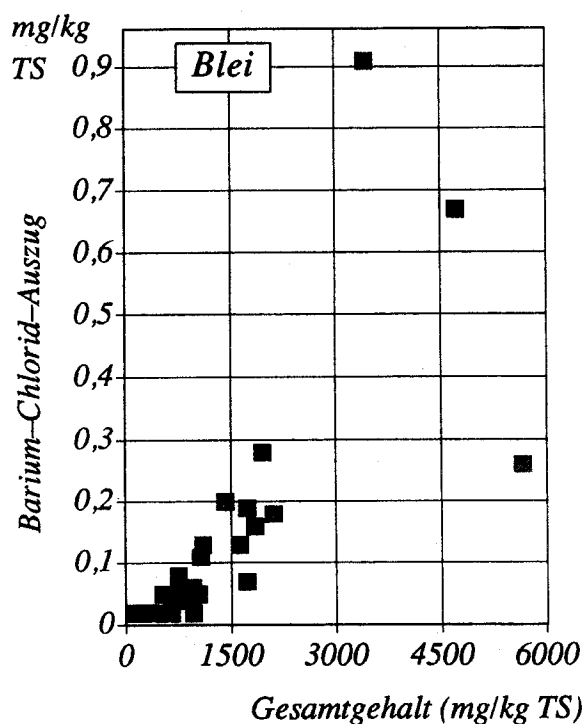
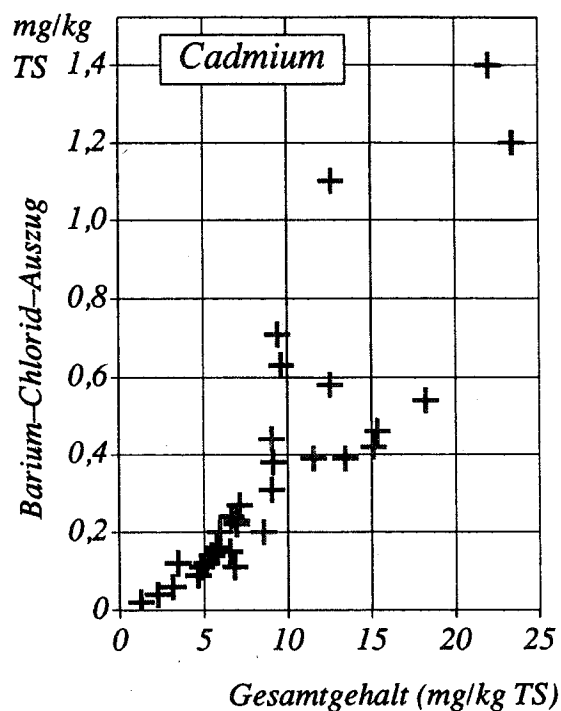
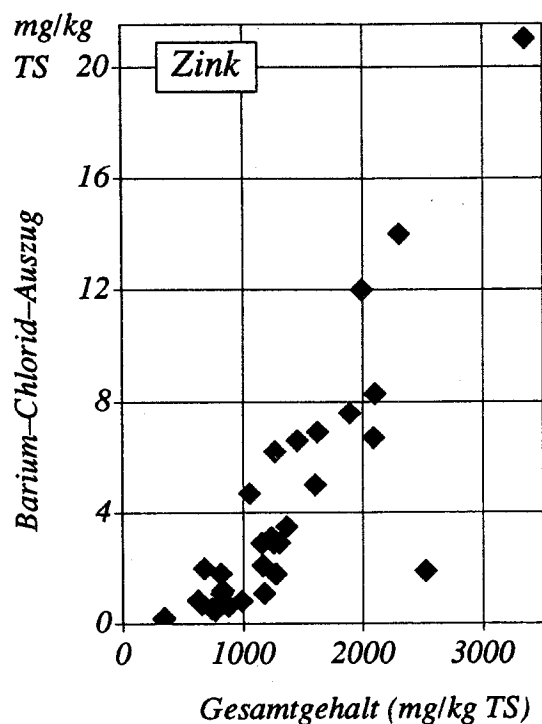
Die Ergebnisse von Metallbestimmungen im Bariumchlorid-Auszug und im Calciumchloridauszug sind weitgehend vergleichbar (WENZEL et al. 1991), weshalb die von DELSCHEN u. WERNER (1989) vorgeschlagenen Richtwerte für den Nutzpflanzenbau für Zn (4 ppm) und Cd (0,2 ppm) im Calciumchloridauszug zur Beurteilung herangezogen werden können. Diese Richtwerte sind für Zink aus einer Felderhebung mit Zuckerrübenblättern abgeleitet, wobei bei Richtwertüberschreitung der "kritische Gehalt für Pflanzenwuchs" (nach SAUERBECK 1982) von 200 ppm (TS) in der Pflanze im Mittel überschritten wird. Für Cadmium basiert die Ableitung des Richtwertes aus einem Gefäßversuch mit Weizen, wobei bei Überschreitung der doppelte ZEBS-Richtwert im Weizenkorn (0,24 ppm) im Mittel überschritten wird. WENZEL et al. (1991) haben auch größenordnungsmäßige Vorschläge für Prüfwerte für den Nutzpflanzenbau für die Elemente Pb (1–2 ppm) und Cu (0,2 ppm) im Bariumchlorid-Auszug abgeleitet.

Im zentralen Untersuchungsgebiet [Tab. 19 (a)] wird der Richtwert für Zink von DELSCHEN u. WERNER in 11 Fällen von 28 untersuchten Proben (39 %) überschritten. Bei Cadmium wird der entsprechende Richtwert in 21 Fällen (75 %) überschritten. Der Median liegt für Zn etwas unter dem Richtwert, hingegen beträgt er bei Cd annähernd das Doppelte des Richtwertes.

Die Untersuchung der Proben von den 4 Referenzstandorten [Tab. 19 (b)] erbrachte Werte, die deutlich unter den Richtwerten liegen.

Die Prüfwerte für Pb und Cu nach WENZEL et al. (1991) wurden bei keiner Probe überschritten.

Abb. 11 zeigt den Zusammenhang zwischen Gesamtgehalten und Gehalten im Bariumchlorid-Auszug für die Elemente Zn, Cd, Pb und Cu. Er ist aufgrund der ähnlichen Eigenschaften der untersuchten Böden relativ eng.



Analytik & Graphik: Umweltbundesamt

Abb. 11: Gehalt von Zink, Cadmium, Blei und Kupfer im Barium-Chlorid-Auszug in Abhängigkeit vom Gesamtgehalt (Königswasser) im Boden

**Tab. 19: Ergebnisse der Schwermetallgehalte des BaCl₂-Auszuges von 32 ausgewählten Standorten (Gartenböden)
(Bodenhorizont 0 – 20 cm); Angaben in mg/kg Trockensubstanz**

(a) Zentrales Untersuchungsgebiet (geordnet nach Entfernung vom Werksschlot):

Probe Nr.	Entf. (m)	Zink (Zn)	Cadmium (Cd)	Blei (Pb)	Kupfer (Cu)
58	340	1,90	1,10	0,28	0,070
28	370	6,70	0,54	0,1	0,063
22	450	6,20	1,40	0,91	0,092
23	460	12,00	1,20	0,67	0,068
30	550	8,30	0,46	0,07	0,048
21	570	2,90	0,42	0,18	0,030
69	590	14,00	0,71	0,13	0,030
52	590	7,60	0,39	0,05	0,042
32	630	0,82	0,20	<0,02	0,024
7	630	0,70	0,15	0,04	0,044
71	710	0,55	0,12	<0,02	0,020
18	730	2,10	0,39	0,16	0,041
66	760	21,00	0,63	0,26	0,065
8	780	2,90	0,38	0,13	0,052
3	820	2,00	0,20	0,05	0,025
64	860	2,90	0,24	<0,02	0,028
60	870	6,90	0,44	0,06	0,053
9	870	3,50	0,31	0,11	0,032
46	930	1,20	0,14	<0,02	0,036
15	950	4,70	0,58	0,20	0,029
1	1.000	6,60	0,23	0,08	0,022
73	1.000	0,85	0,12	<0,02	0,013
36	1.000	3,10	0,27	0,04	0,042
43	1.040	1,80	0,16	<0,02	0,037
38	1.100	1,80	0,22	0,06	0,031
77	1.150	1,10	0,11	<0,02	0,034
81	1.330	0,64	0,09	<0,02	0,021
89	1.520	5,00	0,24	<0,02	0,027
MINIMUM		0,55	0,09	<0,02	0,013
MAXIMUM		21,00	1,40	0,91	0,092
MEDIAN		3,30	0,39	0,08	0,039

Tab. 19: (Fortsetzung; Angaben in mg/kg Trockensubstanz)

Probe Nr.	Entf. (m)	Zink (Zn)	Cadmium (Cd)	Blei (Pb)	Kupfer (Cu)
<i>(b) Referenzstandorte:</i>					
99	1.300	0,49	0,06	<0,02	0,024
100	1.980	0,17	0,02	<0,02	0,017
95	2.550	1,10	0,11	<0,02	0,022
93	3.800	0,22	0,04	<0,02	0,016

Literatur:

- DELSCHEN T., WERNER W. (1989): Zur Aussagekraft der Schwermetallgrenzwerte in klärschlammgedüngten Böden. 2. Mitteilung zur Ableitung "tolerierbarer", 0,1 M CaCl₂-löslicher Cadmium- und Zinkgehalte. Landw. Forsch. 42
- WENZEL W. W., BRANDSTÄTTER A., FARCAS N., MENTLER A., POLLAK M. A., UNGER E. M. (1991): Geochemische Untersuchungstechnik bei der geochemischen Kartierung und Umweltgeochemie. Ergebnisbericht zur Phase 1: Methodische Untersuchungen.
- SAUERBECK D. (1982): Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumsbeeinträchtigungen zu vermeiden? Landw. Forsch., Sonderh. 39
- BLUM W. E. H., SPIEGEL H. UND WENZEL W. W. (1989): Bodenzustandsinventur. Konzeption, Durchführung und Bewertung. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Anhang 3

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

An das
Amt der Kärntner Landesregierung
Abteilung 12 S - Umweltmedizin
Hasnerstraße 8

2.10.1992
Prof. Dsch/Wi

A - 9020 Klagenfurt
z.H. Herrn Dr. med. O. Feenstra

Betreff: Blutuntersuchungen in Arnoldstein

Im Mai/Juni 1992 erhielten wir Blutproben der Bevölkerung von Arnoldstein und Umgebung zur Untersuchung.

Im Folgenden wird über die Auswertung der Ergebnisse der Schwermetalluntersuchung auf Blei und Cadmium berichtet.

In einem Teil der Fälle wurden auch klinisch-chemische Parameter - 905 Blutbilder und 884 Serumchemie-Befunde - erhoben. Eine Korrelation der Schwermetallbefunde mit diesen klinisch-chemischen Daten erfolgt gesondert.

Weiterhin wurden Milchzähne von Arnoldsteiner Kindern und 7 Muttermilchproben aus Arnoldstein auf Blei untersucht. Die Auswertung dieser Untersuchungen erfolgt ebenfalls gesondert.

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7 a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 2 -

U n t e r s u c h u n g s m e t h o d e

Zur Untersuchung gelangte ausschließlich EDTA-Vollblut.

Die Blutproben wurden nach Aufarbeitung mittels GF-AAS (Graphitrohrföfen-Atomabsorptionsspektroskopie) auf Blei bzw. Cadmium untersucht. Die Untersuchungen erfolgten jeweils in Doppelbestimmung. Die Richtigkeit der Ergebnisse wurde durch zertifizierte Kontrollblutproben (Behringwerke, Marburg) sichergestellt.

Weiterhin wurde vom Werksarzt der Bleiberger Bergwerksunion ein Ringversuch veranlaßt. Die Ergebnisse dieses Ringversuches sind in Tabelle 1 zusammengestellt und bestätigen die Richtigkeit unserer Blei-Bestimmungen.

Bei der statistischen Auswertung werden Ergebnisse mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von kleiner 5% als signifikant bezeichnet.

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 3 -

E r g e b n i s s e

Sämtliche Einzelergebnisse sind beigeschlossener Tabelle zu entnehmen. Die Legenden zu dieser Tabelle befinden sich im Anhang zu diesem Gutachten.

1. Blei:

Es wurden insgesamt 1.411 Blutproben auf Blei untersucht. In 31 Fällen war eine quantitative Auswertung nicht möglich. In die Auswertung miteinbezogen wurden somit 1.380 Blut-Blei-Bestimmungen.

1.1. Einfluß der Bevölkerungsgruppe:

Das Gesamtkollektiv wurde unterteilt in:

- Kinder (unter 10 Jahre);
- Jugendliche (10-20 Jahre, keine BBU/Chemson-Arbeiter);
- aktive BBU/Chemson-Arbeiter;
- ehemalige BBU/Chemson-Arbeiter;
- Erwachsene Angehörige von BBU/Chemson-Arbeitern;
- sonstige Erwachsene.

Die Eingruppierung erfolgte nach den Angaben auf den uns vorliegenden Fragebögen. Als "BBU/Chemson-Arbeiter" (im folgenden als "Arbeiter" bezeichnet) wurden alle Beschäftigten des

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 4 -

Industrieparks Arnoldstein eingestuft. Als "erwachsene Angehörige von BBU/Chemson-Arbeitern" wurden alle Erwachsenen eingruppiert, die nach eigenen Angaben bei der Versicherungsanstalt des österreichischen Bergbaues versichert sind, aber selbst weder zur Zeit noch früher bei der BBU bzw. Chemson tätig sind bzw. waren (meist Ehefrauen von Arbeitern). Unter "sonstige Erwachsene" sind Erwachsene der Allgemeinbevölkerung von Arnoldstein und Umgebung zu verstehen.

Die Fallzahlen, Medianwerte, arithmetische Mittelwerte und Maximalwerte dieser Gruppen sind in Tabelle 2 zusammengestellt. Bei einer statistischen Auswertung ergibt sich, daß die Blut-Blei-Konzentrationen der Kinder, der erwachsenen Angehörigen von Arbeitern, der ehemaligen Arbeiter und der aktiven Arbeiter im Mittel jeweils signifikant höher liegen als die der Gruppe der "sonstigen Erwachsenen". Die Gruppe der Jugendlichen unterscheidet sich nicht signifikant von den sonstigen Erwachsenen.

Diese Ergebnisse können wie folgt interpretiert werden:

1.1.1. In der Literatur ist oftmals beschrieben, daß die Blutbleiwerte von Kindern höher liegen als von Erwachsenen. Dies gilt insbesondere für belastete Gebiete.

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 5 -

1.1.2. Die erhöhten Werte der aktiven und ehemaligen Arbeiter sind bzw. waren im wesentlichen durch die berufliche Tätigkeit bedingt. Aufgrund der Speicherung von Blei im menschlichen Skelettsystem ist bei ehemaligen Arbeitern auch über einen längeren Zeitraum nach Beendigung der Bleiexposition am Arbeitsplatz die Bleikonzentration im Blut höher als bei Personen ohne diese vorangegangene Bleibelastung.

1.1.3. Auch die Gruppe der erwachsenen Angehörigen von Arbeitern zeigt im Mittel höhere Blut-Blei-Konzentrationen als sonstige Erwachsene. Dies läßt sich damit erklären, daß die Arbeiter zum Teil Blei aus dem Betrieb in den häuslichen Bereich verschleppen. Dies erfolgt mit der Kleidung, mit den Schuhen, über die Haare usw. Wie die nachfolgende Unterteilung nach der Entfernung vom Werk zeigt, wird dieses Ergebnis nicht etwa fälschlicherweise dadurch erzeugt, daß die untersuchten Angehörigen näher am Werk wohnen als die sonstigen Erwachsenen.

1.2. Abhängigkeit von der Entfernung zum Werk:

In jeder der gebildeten Untergruppen wurde die Abhängigkeit der Bleikonzentration im Blut von der Entfernung des Wohnortes vom Werk überprüft.

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51605111
Telefax (089) 51605144

- 6 -

1.2.1. Hierbei ergibt sich, daß Kinder, Jugendliche und sonstige Erwachsene, die über 1 km vom Werk entfernt wohnen, statistisch signifikant niedrigere Bleikonzentrationen aufweisen als die jeweilige Gruppe im Nahbereich. Wie Tabelle 3 zu entnehmen ist, sind diese Unterschiede bei den Kindern am größten. Dies zeigt, daß es sich hier um eine relativ eng begrenzte lokale Ausbreitung von Blei aus dem Werk handelt.

Insbesondere die Blut-Blei-Konzentrationen der Kinder, die in einem Radius unter 1 km um das Werk wohnen, liegen im Mittel höher als in unbelasteten Gebieten in Mitteleuropa heute zu finden sind [2,6] (eine toxikologische Bewertung erfolgt unten).

Die Blut-Blei-Konzentrationen der Kinder, Jugendlichen und sonstigen Erwachsenen, die mehr als 1 km vom Werk entfernt wohnen, liegen im Mittel im gleichen Bereich, wie in zahlreichen Untersuchungen in Westeuropa in den letzten Jahren ermittelt worden sind [2,6].

1.2.2. Bei den aktiven Arbeitern, den ehemaligen Arbeitern und den Erwachsenen Angehörigen von Arbeitern finden sich keine statistisch relevanten Abhängigkeiten der Blut-Blei-Konzentrationen von der Entfernung vom Werk. Dies zeigt, daß die erhöhten Blut-Blei-Konzentrationen dieser drei Gruppen zumindest zum überwiegenden Teil durch andere Faktoren (Arbeitsplatzbelastung) hervorgerufen sind als durch die Entfernung vom Werk.

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 7 -

1.3. Verzehr von Gemüse aus eigenem Garten:

In den Fragebögen wurde differenziert zwischen Verzehr von Gemüse aus eigenem Garten nie/gelegentlich/täglich. Bei der Auswertung der Blutkonzentrationen der Kinder und der Erwachsenen (mit Ausnahme der aktiven und ehemaligen Arbeiter) nach diesem Gesichtspunkt zeigte sich, daß stets die Gruppe mit dem täglichen Verzehr von Gemüse aus eigenem Garten etwas höhere Blut-Blei-Konzentrationen aufwies als die Gruppe mit gelegentlichem Verzehr und Personen, die kein Gemüse aus eigenem Garten verzehrten. Kinder und Erwachsenen, die immer Gemüse aus eigenem Garten essen, haben im Mittel statistisch signifikant höhere Blutbleispiegel als die entsprechende Gruppe, die kein Gemüse aus dem eigenen Garten ißt. Diese Abhängigkeit war nicht nur im Nahbereich (innerhalb 1 km um das Werk) sondern auch im größeren Umkreis nachweisbar (Tabelle 4).

Bei den aktiven und ehemaligen Arbeitern ergaben sich keine statistisch signifikanten Abhängigkeiten der Blutbleiwerte vom Gemüseverzehr. Dies zeigt wiederum, daß die Bleibelastung dieses Personenkreises vornehmlich durch die Arbeitsplatzbelastung bedingt ist.

Es ist hier nicht bekannt, ob und ggf. mit welchem Ergebnis Untersuchungen zur Bleibelastung des Gemüses im Umkreis des Werkes durchgeführt worden sind. Unsere Ergebnisse können zunächst dahingehend interpretiert werden, daß ein Verzehr von

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 8 -

Gemüse aus dem eigenen Garten in jedem Fall im Mittel zu einer etwas höheren Bleibelastungen führt, unabhängig von der Entfernung zum Werk und der damit möglicherweise verbundenen höheren Bleibelastung des Gartengemüses. Entsprechende Vergleichsuntersuchungen sind uns aus der Literatur nicht bekannt. Insbesondere bei höherem Bleigehalt des Bodens erscheint uns dies jedoch durchaus vorstellbar zu sein.

2. Cadmium

Auftragsgemäß wurde die Cadmium-Konzentration nur in 98 Fällen sichprobenartig erfaßt. Ausgewählt wurden je ca. 20 Fälle folgender Gruppen: Kinder aus dem Nahbereich (unter 1 km um das Werk), Raucher der Allgemeinbevölkerung ("sonstige Erwachsene") aus dem Nahbereich, Nichtraucher der Allgemeinbevölkerung aus dem Nahbereich, rauchende aktive Arbeiter, nichtrauchende aktive Arbeiter. Durch diese Auswahl haben wir sichergestellt, daß sowohl eine mögliche berufliche wie auch eine Umweltbelastung festgestellt werden kann. Auf Grund des bekannten, hohen Einflusses von Tabakrauchen auf die Blut-Cadmium-Werte erschien es notwendig zu sein, hier das Rauchverhalten mit zu berücksichtigen.

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 9 -

Die Ergebnisse der Cadmiumuntersuchungen sind in Tabelle 5 zusammengefaßt. Die bei den Kindern und den Erwachsenen der Allgemeinbevölkerung aufgefundenen Werte unterscheiden sich nicht von zahlreichen Angaben in der internationalen neueren Literatur über die Cadmium-Konzentrationen von nicht belasteten Bevölkerungsgruppen. Die Raucher haben erwartungsgemäß deutlich höhere Cadmiumkonzentrationen im Blut als Nichtraucher. Die Arbeiter unterscheiden sich nicht von der Allgemeinbevölkerung.

Allenfalls auffällig sind die zum Teil hohen Blutcadmiumwerte einiger Raucher. Ursache hierfür können die Rauchgewohnheiten (tiefes Inhalieren, sehr viele Zigaretten pro Tag) und/oder Zigaretten mit ungewöhnlich hohem Cadmiumgehalt sein.

T o x i k o l o g i s c h e B e w e r t u n g

Die vorgelegte Studie ist als eine epidemiologische Umweltuntersuchung in Auftrag gegeben worden. Berufliche Belastungen, denen die aktiven Arbeiter des Werkes ausgesetzt sind, sind nach anderen Kriterien (denen der Arbeitsmedizin) zu bewerten.

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 10 -

1. Blei

Für die toxikologische Bewertung von Blut-Blei-Konzentrationen existieren zahlreiche Grenz- und Richtwerte. Die im folgenden durchgeführte Bewertung orientiert sich im wesentlichen an Werten aus dem Sondergutachten "Altlasten" des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen für den Deutschen Bundestag (Drucksache 11/6191) vom 3.1.1990 [1]. In diesem Gutachten ist als "Normalbereich" für die Bleikonzentrationen ein Bereich von unter 15 µg pro dl angegeben. Als "Orientierungswerte" werden dort folgende 3 Kategorien gegeben:

	Frauen und Kinder	Männer
Kategorie I	unter 15 µg/dl	unter 15 µg/dl
Kategorie II	15 - 25 µg/dl	15 - 35 µg/dl
Kategorie III	über 25 µg/dl	über 35 µg/dl

Kategorie I: Wert unauffällig

Kategorie II: Wert erhöht, Gesundheitsgefährdung nicht erkennbar;

Kategorie III: Wert deutlich erhöht, Gesundheitsgefährdung auf längere Sicht nicht ausschließbar.

Problematisch bei dieser Beurteilung erscheint uns die Kategorie II (Wert erhöht) bei Kindern zu sein. In oben bezeichnetem Sondergutachten wird diese Gruppe auch bei Kindern als "Gesundheitsgefährdung nicht erkennbar" eingestuft. Andererseits gibt es zahlreiche Angaben der Literatur, die negative Effekte von Blei, insbesondere auf das Nervensystem von Kindern bereits bei Blut-Blei-Konzentrationen in diesem Bereich, z.T. sogar darunter, angeben [3-6]. Aus diesem Grund empfehlen wir vorsorglich, Kinder und Schwangere bereits ab einer Blut-Blei-

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 11 -

Konzentration von 15,ug pro dl auf die derartige mögliche negative Effekte gezielt zu untersuchen.

In der neuesten Literatur werden z.T. auch negative Effekte bei Kindern bei Blut-Blei-Konzentrationen bereits unter 15,ug pro dl diskutiert [3-6]. Diese Untersuchungen können jedoch u.E. keinen wesentlichen Einfluß auf die Beurteilung der Situation in Arnoldstein haben, da Blut-Blei-Konzentrationen bis 15,ug pro dl bei Kindern (und Erwachsenen) als Normbereich in großen Gebieten Westeuropas zu finden sind [2]. Eine Absenkung der Obergrenze der Norm für Blut-Blei z.B. unter 10,ug pro dl (wie von den Centers of Disease Control 1991 in den USA für kleine Kinder gefordert [3]) läßt sich durch lokale Maßnahmen in Arnoldstein mit Sicherheit nicht erreichen, sondern (wenn überhaupt) nur durch eine globale Verringerung der Bleibelastung in Westeuropa.

Ordnet man die bei der Arnoldsteiner Bevölkerung gefundenen Blut-Blei-Konzentrationen nach oben beschriebenen Orientierungswerten ein (s. Tabelle 6), so ergibt sich, daß die Jugendlichen und die sonstigen Erwachsenen zu 94 % bzw. 95,7 % im unauffälligen Bereich (unter 15,ug Blei pro dl) liegen. Lediglich eine von 182 Jugendlichen und 2 von 417 erwachsenen Frauen liegen über 25,ug Blei pro dl und damit in Kategorie III (Wert deutlich erhöht, Gesundheitsgefährdung auf längere Sicht nicht auszuschließen). Diese 3 Personen leben alle innerhalb der Nahzone (unter 1 km) um das Werk. Unter den Männern der Gruppe "sonstige Erwachsene" findet sich keiner, der in die Kategorie III (hier über 35 ,ug/dl) einzuordnen wäre.

Bei den erwachsenen Angehörigen von Arbeitern liegen 116 von 129 (90 %) unter 15,ug pro dl und damit in der Kategorie I (Wert unauffällig). Immerhin 5 von 122 angehörigen Frauen liegen über 25,ug Blei pro dl und damit in Kategorie III (Wert deutlich erhöht, Gesundheitsgefährdung auf längere Sicht

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 12 -

nicht ausschließbar). Auch diese 5 Frauen leben in einem Umkreis von weniger als 1 km um das Werk. Die Zahl männlicher Angehöriger von Arbeitern (Anzahl = 7) ist zu gering, um hier weitergehende Schlüsse ziehen zu können.

Eine besondere Problematik stellt u.E. die Einordnung ehemaliger Blei-Arbeiter dar, von denen 56,8% Blut-Blei-Konzentrationen über 15 $\mu\text{g}/\text{dl}$ aufwiesen: Einerseits ist deren Bleibelastung, wie gezeigt werden konnte, zumindest teilweise noch durch die ehemalige Beschäftigung hervorgerufen. Andererseits unterliegen sie u.W. nicht mehr der arbeitsmedizinischen Überwachung. Zudem gelten die BAT-Werte der Arbeitsmedizin definitionsgemäß nur für "gesunde Beschäftigte im erwerbsfähigen Alter" [7,8].

Erwartungsgemäß ist der Prozentsatz der aktiven Arbeiter mit Blut-Blei-Konzentrationen über 15 μg pro dl deutlich höher als bei anderen Erwachsenen (78,1 % bei den aktiven Arbeitern). Wie oben bereits ausgeführt, sollten die Blut-Blei-Konzentrationen von beruflich Belasteten nach arbeitsmedizinischen Kriterien [8] untersucht und ausgewertet werden. Eine weitere Begutachtung zu diesem Personenkreis erfolgt daher im Rahmen dieses epidemiologischen Gutachtens nicht.

Von den 169 untersuchten Kindern aus dem Nahbereich zeigten 81,7 % Blut-Blei-Konzentrationen unter 15 μg pro dl. Immerhin 31 dieser Kinder aus dem Nahbereich haben Blut-Blei-Konzentrationen über 15 μg pro dl, 3 davon über 25 μg pro dl.

Bei Kindern im Fernbereich liegt der Prozentsatz der Kategorie I (unter 15 μg pro dl) bei 95,7 %; lediglich 3 von 69 Kindern aus dem Fernbereich haben Blut-Blei-Konzentrationen über 15 μg pro dl, eines davon über 25 μg pro dl.

Die Tatsache, daß der Einfluß der Entfernung vom Werk bei den Kindern eine größere Rolle spielt als bei Jugendlichen und Erwachsenen ist zwanglos damit zu erklären, daß Kinder zum einem wesentlich ortsgebundener sind als Jugendliche und Erwachsene

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 13 -

und zum anderen damit, daß Kinder beim Spielen wesentlich häufiger Kontakt zum Boden haben und häufig die Finger bzw. auch Dinge in den Mund stecken.

Zusammenfassend ergibt sich, daß zumindest ein Teil der Bevölkerung von Arnoldstein und Umgebung höher bleibelastet ist als die sonstige Bevölkerung Mitteleuropas. Diese Bleibelastung wird bei der Gruppe der aktiven Arbeiter und der ehemaligen Arbeiter im wesentlichen durch direkten Kontakt mit Blei im Werk hervorgerufen.

Bei den Angehörigen von Arbeitern besteht zumindest z.T. eine Belastung durch das Einschleppen von Blei durch die Arbeiter in den häuslichen Bereich.

Bei den sonstigen Erwachsenen, den Jugendlichen und den Kindern besteht eine erhöhte Bleibelastung durch eine Kontamination der Umgebung des Werks. Diese erhöhte Bleikontamination führt nachweisbar nur in einen Bereich bis etwa 1 km um das Werk zu einer erhöhten Bleibelastung der Bevölkerung. Auf Grund der von uns durchgeführten Untersuchungen kann nicht differenziert werden, ob es sich hierbei um eine Bleikontamination aus führerer Zeit (sogenannte Altlasten) oder um eine Belastung durch bleihaltige Stäube handelt, die in jüngster Zeit von der Fabrik abgegeben werden.

Die Bleibelastung der sonstigen Erwachsenen, Jugendlichen und Kinder, die über 1 km vom Werk entfernt wohnen, ist als normal einzustufen. In einigen wenigen Fällen erscheint hier möglicherweise eine leicht erhöhte Bleibelastung vorzuliegen.

Die Bleibelastung der sonstigen Erwachsenen, Jugendlichen und Kinder im Nahbereich (unter 1 km) ist als erhöht zu bezeichnen. Bei den Erwachsenen und den Jugendlichen erscheinen die gefundenen Bleikonzentrationen noch tolerabel zu sein. Die Bleibelastung der Kinder im Nahbereich ist aus toxikologischer Sicht als auf die Dauer nicht tolerabel einzustufen. Hier er-

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 14 -

scheint es notwendig zu sein, die Bleibelastung mittelfristig zu senken.

Auch unter den erwachsenen Angehörigen von Arbeitern finden sich einige Frauen, deren Bleibelastung zu hoch liegt. Auch hier sollte durch geeignete Maßnahmen versucht werden, die Einschleppung von Blei in den häuslichen Bereich durch die Arbeiter weiter zu verringern.

2. Cadmium

Die Cadmiumbelastung der nichtrauchenden Bevölkerung von Arnoldstein ist als unauffällig einzustufen. Ewers und Brockhaus [2] geben z.B. für Nichtraucher als Normalbereich Cadmiumkonzentrationen bis 1 $\mu\text{g/l}$ Blut an. Viele Raucher aus Arnoldstein haben erwartungsgemäß erhöhte Cadmiumbelastungen und sind nach den Orientierungswerten von [1] und [2] in Kategorie II (2 - 5 $\mu\text{g/l}$ = Wert erhöht, Gesundheitsgefährdung nicht erkennbar) bzw. in Einzelfällen auch in Kategorie III (über 5 $\mu\text{g/l}$ = Wert deutlich erhöht, Gesundheitsgefährdung auf längere Sicht nicht auszuschließen) einzustufen. Hinweise, daß vom Werk eine Cadmium-Belastung für die Arbeiter oder die Allgemeinbevölkerung ausgeht, haben sich nicht ergeben.

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51605111
Telefax (089) 51605144

- 15 -

E r f o r d e r l i c h e M a ß n a h m e n

Aus humantoxikologischer Sicht erscheinen derzeit folgende Maßnahmen notwendig und ausreichend zu sein:

1. Kinder und Schwangere mit Blutbleikonzentrationen über 15 µg Blei pro dl Blut sollen (soweit nicht bereits erfolgt) vorsorglich medizinisch (internistisch und neurologisch) auf mögliche negative Effekte einer erhöhten Bleibelastung untersucht werden.
2. Unter Berücksichtigung der Gegebenheiten erscheint es notwendig zu sein, in einem Bereich von mindestens 1 km um das Werk die Bleikontamination der Böden, aber auch der Innenräume zu verringern. Die genauere Grenzziehung ist durch die Untersuchung von Bodenproben auf Blei zu ermitteln.
Es ist damit zu rechnen, daß entsprechende Sanierungsmaßnahmen einen längeren Zeitraum benötigen. Nach Abschluß dieser Sanierungsmaßnahmen und einer weiteren Wartezeit von einem halben bis einem Jahr sollte durch erneute Untersuchung von Blut-Proben auf Blei der Erfolg der Sanierungsmaßnahmen überprüft werden.
3. Durch geeignete Maßnahmen und Überwachung muß sichergestellt werden, daß aus dem Gelände des Industrieparks Arnoldstein nicht erneut Blei in einer Menge ausgetragen wird, die zu einer neuerlichen Kontamination der Umgebung führt.
4. Die Bevölkerung von Arnoldstein (insbesondere im Nahbereich) ist eindringlich darauf hinzuweisen, daß durch individuelle hygienische Maßnahmen die Bleibelastung in jeder Familie innerhalb kurzer Zeit deutlich verringert werden kann. Nachdem äußere Sanierungsmaßnahmen nur längerfristig zu einer Verringerung der Bleibelastung führen können, erscheint dieser Hinweis

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 16 -

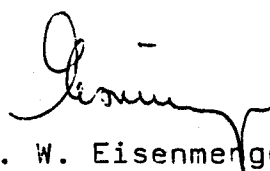
eine besondere Bedeutung zu haben. Gleiches gilt insbesondere auch für alle Haushaltungen von bleibelasteten Arbeitern. Auch hier haben die Untersuchungen eindeutig gezeigt, daß trotz der sicherlich zum Teil bereits praktizierten Vorsichtsmaßnahmen die Einschleppung von Blei in den häuslichen Bereich weiter abgesenkt werden muß.

5. Eine Evakuierung von Personen erscheint nur in begründeten Einzelfällen bei extrem hohen Blut-Blei-Konzentrationen notwendig zu sein. Dies wurde bereits im Falle eines Kindes angeregt und durchgeführt.

6. Nach Entnahme der Mehrzahl der Blutproben wurde die Möglichkeit einer zusätzlichen Arsenbelastung der Arnoldsteiner Bevölkerung diskutiert. Einige Blutproben wurden von uns daher orientierend auf Arsen untersucht. Die hierbei gemessenen Konzentrationen liegen in einem Bereich, wie sie in der Literatur für unbelastete Kollektive angegeben sind [9,10]. Einer abschließenden toxikologischen Bewertung steht allerdings entgegen, daß sich in der neueren Literatur nur relativ wenige Angaben über Arsenkonzentrationen im Blut finden, sodaß die gesicherte Angabe eines "Normbereiches" für Arsen im Blut derzeit nicht zu treffen ist [1,2]. Wir regen daher an, zunächst von einer begrenzten Zahl ausgewählter Probanden (20 - 50) zusätzlich Urinproben auf Arsen zu untersuchen, da für die Arsenkonzentration im Urin genügend Vergleichswerte aus der Literatur [1,2] zur Verfügung stehen. Abhängig vom Ergebnis dieser Untersuchungen kann dann entschieden werden, ob weitere Untersuchungen bzw. Maßnahmen auf Grund einer ggf. vorliegenden erhöhten Arsenbelastung eingeleitet werden müssen.



Prof. Dr. G. Drasch



Prof. Dr. W. Eisenmenger

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 17 -

Tabelle 1: Blutbleikonzentrationsmessungen bei Mitarbeitern
des Industrieparks Arnoldstein
(Durch den Werksarzt veranlaßter Ringversuch,
Meßwerte in μg Blei/dl Blut)

	München *)	Erlangen	Geesthacht	Bremen
1	-	-	66	54
2	52,5	65	66	58
3	26,4	28	36	-
4	61,9	67	88	65
5	31,5	33,7	38	-
6	42,1	43	54	-
7	47,1	53	60	-
8	61,1	65	81	65
9	50,0	60	58	-
10	35,6	41	41	-
11	49,8	52	64	56
12	33,9	37	39	-
13	32,6	34	41	-
14	27,5	30	33	-
15	26,9	30	32	-

*) = unsere Ergebnisse

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 18 -

Tabelle 2: Einfluß der Bevölkerungsgruppe auf die Blut-Blei-Konzentration (μg Blei pro dl Blut)

Gruppe	Anzahl	Blut-Blei-Konzentration ($\mu\text{g}/\text{dl}$)		
		Median	Mittelwert $\bar{x} \pm s$	Maximalwert
Kinder	238	7,48	9,14 $\pm$ 5,85	38,9
Jugendliche	182	5,95	6,72 $\pm$ 3,96	25,5
aktive Arbeiter	73	22,96	31,60 $\pm$ 28,62	139,2
ehem. Arbeiter	111	16,22	18,01 $\pm$ 10,06	64,0
angehörige EW	129	7,40	9,32 $\pm$ 10,43	32,1
				(105,1) *
sonstige EW	647	6,28	7,06 $\pm$ 4,21	37,6
Gesamt	1380	7,23	9,76 $\pm$ 10,61	

*) Ausreißerwert, bei der Auswertung nicht berücksichtigt

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 19 -

Tabelle 3: Einfluß der Entfernung vom Werk auf die Blut-Blei-Konzentration (μg Blei pro dl Blut)

Gruppe	Entfernung	Anzahl	Blut-Blei-Konzentration	
			Median	Mittelwert
Kinder	unter 1 km	169	8,72	10,27
	über 1 km	69	5,27	6,36
Jugendliche	unter 1 km	125	6,61	7,64
	über 1 km	57	4,31	4,68
sonstige EW	unter 1 km	431	6,51	7,34
	über 1 km	216	5,66	6,49
angehörige EW	unter 1 km	112	7,21	9,28
	über 1 km	17	7,60	9,62
aktive Arbeiter	unter 1 km	52	26,54	29,58
	über 1 km	21	22,06	36,60
ehem. Arbeiter	unter 1 km	89	17,07	18,22
	über 1 km	22	15,95	17,19

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51605111
Telefax (089) 51605144

- 20 -

Tabelle 4: Einfluß von Gemüse aus eigenem Garten auf die
Blut-Blei-Konzentration (μ g Blei pro dl Blut)

Gruppe	Entfernung	Blut-Blei-Konz. (Mittelwert) bei Gemüseverzehr aus eigenem Garten		
		nie	gelegentlich	immer
Kinder	unter 1 km	8,87	9,92	12,22
	über 1 km	5,10	5,51	7,22
angehörige und				
sonstige EW	unter 1 km	6,92	7,62	8,11
	über 1 km	5,55	6,52	6,37
aktive Arbeiter		34,85	42,75	24,15
ehem. Arbeiter		15,90	19,69	18,61

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 21 -

Tabelle 5: Einfluß der Bevölkerungsgruppe auf die Blut-Cadmium-Konzentration (μg Cadmium pro 1 Blut)

Gruppe		Anzahl	Blut-Cadmium-Konzentration	
			Mittelwert	Maximalwert
Kinder		22	0,18	0,35
sonstige EW	Nichtraucher	20	0,30	1,35
	Raucher	20	2,32	5,46
aktive Arbeiter	Nichtraucher	20	0,28	0,76
	Raucher	16	3,04	6,84

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 22 -

Tabelle 6: Toxikologische Bewertung der Blutbleikonzentrationen
nach [1]

Gruppe	Entfernung	Fallzahlen in Kategorie		
		I	II	III
Kinder	unter 1 km	204	30	4
	Über 1 km	66	2	1
Jugendliche	unter 1 km	115	10	1
	Über 1 km	56	1	0
sonstige EW	unter 1 km	409	20	2
	Über 1 km	210	6	0
angehörige EW		116	8	5
ehem. Arbeiter		48	56	7

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 23 -

Legende zu der Tabelle der Einzelwerte:

FN	Fallnummer des Fragebogens
Ge	Geschlecht: 1=männlich, 2=weiblich
Al	Lebensalter in Jahren
Pb-B	Blutbleikonzentration (,ug/dl); 999 = nicht meßbar
Cd-B	Blutcadmiumkonzentration (,ug/l); 0,00 = nicht gemessen
Entf	Entfernung des Wohnortes vom Industriepark Arnoldstein
Gm	Verzehr von Gemüse aus eigenem Garten (0=nie, 1=gelegentlich, 2= täglich)
BA	Arbeiter im Industriepark Arnoldstein (0=nein, 1=ehemalig, 2=aktiv)
Vs	Versichert bei der Vers.Anstalt des österr. Bergbaues (0=nein, 1=ja)
Ra	Angaben zum Rauchverhalten (0=Nichtraucher, 1=Raucher)

Die weiteren Abkürzungen beziehen sich auf die klinisch-chemischen Parameter, und sind der beiliegenden Tabelle von Referenzwerten des Instituts für Klinische Chemie des Klinikums Großhadern, München, zu entnehmen.

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 24 -

Literatur:

1. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen für den Deutschen Bundestag: Sondergutachten "Altlasten". Bundestags-Drucksache 11/6191, 1990
2. Ewers U, Brockhaus A: Die biologische Überwachung der Schadstoffbelastung des Menschen und ihre Bedeutung bei der Beurteilung umwelttoxikologischer Einflüsse. Öff Gesundh-Wes 49, 639 - 647 (1987)
3. Centers for Disease Control: Preventing lead poisoning in young children. A statement by the CDC, Department of Health and Human services, Atlanta, USA, 1991
4. Glotzer DE, Bauchner H: Management of childhood lead poisoning: a survey. Pediatrics 89, 614-618 (1992)
5. Needleman HL, Jackson RJ: Lead toxicity in the 21st century: will we still be treating it? Pediatrics 89, 678-680 (1992)
6. Hansen ON, Trillingsgaard A, Beese I, Lyngbye T, Grandjean P: A neuropsychological study of children with elevated dentine lead level: assessment of the effect of lead in different socioeconomic groups. Neurotoxicol Tertol, 11, 205-213 (1989)
7. Henschler D, Lehnert G (Hrsg.): Biologische Arbeitsstoff-Toleranz-Werte. Arbeitsmedizinisch-toxikologische Begründungen. Ringbuch, VCH-Verlagsges. Weinheim, 1983, 1985, 1986
8. Deutsche Forschungsgemeinschaft (Hrsg.): MAK- und BAT-Werte-Liste 1992. VCH-Verlagsges. Weinheim 1992
9. Vercruysse, A (Hrsg.): Hazardous Metals in Human Toxicology. Part B. Elsevier-Verlag, Amsterdam - Oxford - New York - Tokyo, 1984
10. Baselt, R: Disposition of Toxic Drugs and Chemicals in Man. Biomedical Publications, Davis, California, 1982

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51605111
Telefax (089) 51605144

An das
Amt der Kärntner Landesregierung
Abteilung 12 S - Umweltmedizin
Hasnerstraße 8

29.3.1993
Prof.Dsch/Wi

A - 9020 Klagenfurt
z.H. Herrn Dr. med. O. Feenstra

Betreff: Schwermetalluntersuchungen in Arnoldstein

Bezug: Unser Gutachten vom 2.10.1992

Im Nachgang zu oben bezeichnetem Gutachten wird im folgenden
berichtet über

1. Untersuchung von Muttermilchproben auf Blei.
2. Untersuchung von Urinproben auf Arsen.
3. Untersuchung von Kinderzähnen auf Blei.

1. Untersuchung von Muttermilchproben auf Blei

Die Untersuchungen erfolgten nach Aufschluß mittels GF-AAS
(Grafitrohrföfen-Atomabsorptionsspektroskopie).

Es wurden 7 Muttermilchproben untersucht. Die Bleikonzentrationen betrugen 1,85-5,24 µg pro dl Milch. Diese Werte sind als normal zu bezeichnen. In der Literatur finden sich relativ wenige, schwankende Angaben über die Bleikonzentration in Muttermilch. Die in der Literatur angegebenen Bleikonzentrationen

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 2 -

für Muttermilch liegen meist in der bei den Arnoldsteiner Müttern aufgefundenen Größenordnung, z.T. werden in der älteren Literatur höhere Bleikonzentrationen in der Muttermilch angegeben.

Es erscheint weiterhin wichtig zu sein, darauf hinzuweisen, daß Kuhmilch und Trockenmilch (rekonstituiert in Wasser), bezüglich der Bleikonzentration in der gleichen Größenordnung wie Muttermilch liegen. Bei Trockenmilch spielt allerdings die Bleikonzentration des Wassers (mit dem sie angerührt wird) die entscheidende Rolle für den Bleigehalt der fertig zubereiteten Nahrung.

Zusammenfassend ergibt sich kein Hinweis, daß die untersuchten Muttermilchproben erhöhte Bleikonzentrationen aufweisen. Stillen mit dieser Milch stellt demzufolge keine Quelle einer erhöhten Bleibelastung für die betroffenen Säuglinge dar. Dieses Ergebnis wurde den betroffenen Müttern bereits auf der Bürgerversammlung in Arnoldstein mündlich mitgeteilt.

Auf Grund der geringen Zahl an untersuchten Muttermilchproben ($n = 7$) ist es u.E. nicht zulässig, dieses Ergebnis zu verallgemeinern.

2. Untersuchung von Urinproben auf Arsen

Im Oktober 92 erhielten wir 10 Urinproben von Erwachsenen und 10 Urinproben von Kindern zur Untersuchung auf Arsen. Im November 92 erhielten wir nochmals 20 Urinproben von Kindern zur Untersuchung auf Arsen.

Die Arsenbestimmung im Urin erfolgte mittels Atomabsorptionsspektrometrie mit der Hydridmethode.

Die Arsenkonzentrationen in den Urinproben der Erwachsenen lagen zwischen 3,3 und 10,9 µg Arsen pro Liter. Sämtliche

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 3 -

Proben der Erwachsenen lagen demzufolge in einem unauffälligen Bereich (unter 15,ug pro Liter) [Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen für den Deutschen Bundestag, 1990].

Von den zunächst übersandten 10 Urinproben von Kindern lagen 9 ebenfalls im unauffälligen Bereich zwischen 2,4 und 5,4,ug pro Liter. In der Urinprobe eines Kindes fand sich eine deutlich höhere Arsenkonzentration (46,2,ug Arsen pro Liter). Dieser Wert ist als deutlich erhöht zu bezeichnen.

Um der Frage nachzugehen, ob es sich hier um einen einmalig erhöhten Wert dieses Kindes handelt, wurden 20 weitere Urinproben von Kindern aus Arnoldstein untersucht. Von dem Kind mit dem auffällig hohen Wert sowie von seinem Bruder, der in der ersten Untersuchungsserie einen unauffälligen Wert (5,ug pro Liter) hatte, wurden nochmals Proben mituntersucht. Hierbei fand sich bei dem Kind mit dem auffällig hohen Wert in der zweiten Probe (ca. 1 Monat später entnommen) eine unauffällige Arsenkonzentration von 2,4,ug pro Liter. Sein Bruder lag wiederum im unauffälligen Bereich (3,2,ug Arsen pro Liter Urin). Auch sämtliche übrigen 18 zusätzlich untersuchten Urinproben der zweiten Serie waren unauffällig (1,8 bis 12,6,ug Arsen pro Liter).

Bei einer Beurteilung ist zu berücksichtigen, daß die Arsenkonzentration im Urin nahrungsbedingt kurzzeitig stark erhöht sein kann. Dies war hier mit großer Wahrscheinlichkeit der Grund dafür, daß das eine Kind einmalig einen deutlich erhöhten Arsenwert im Urin gezeigt hat. Aus der Tatsache, daß die Arsenkonzentration des gleichen Kindes ca. 1 Monat später im unteren Normalbereich gelegen hat ist zu folgern, daß es sich hier um eine einmalig erhöhte Arsenkonzentration im Urin des Kindes gehandelt hat und nicht etwa um eine chronische Arsenbelastung. Im Falle einer chronischen Arsenbelastung wäre damit zu rechnen gewesen, daß auch in der 2. Urinprobe die Arsenkonzentration erhöht gewesen wäre.

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 4 -

Aufgrund der Untersuchung an 10 Erwachsenen und 28 Kindern ist davon auszugehen, daß die Arsenbelastung der Arnoldsteiner Bevölkerung im unauffälligen Normalbereich liegt. Hinweise für eine erhöhte Arsenbelastung der Arnoldsteiner Bevölkerung haben sich nicht ergeben. Die Arsenkonzentrationen im Urin der Arnoldsteiner Bevölkerung liegen im Mittel fast gleich mit Untersuchungen an 2.553 Urinproben auf Arsen, die im Rahmen eines "Umwelt-Surveys" in der Bundesrepublik Deutschland 1985/86 durchgeführt worden sind.

3. Untersuchung von Kinderzähnen auf Blei

Im Rahmen einer wissenschaftlichen Untersuchung wurden die Bleikonzentrationen in Milchzähnen von Kindern aus Arnoldstein, München und Driedorf untersucht.

Driedorf ist ein kleiner Ort in einer ländlichen Gegend in Nordbayern.

Es wurde jeweils die Bleikonzentration im Gesamtzahn bestimmt. Die Untersuchung erfolgte nach Aufschluß mittels Grafitrohröfen-AAS. Die Richtigkeit der Bestimmung wurde durch zertifiziertes Referenzmaterial sichergestellt.

Ein Überblick über die Ergebnisse gibt Tabelle 1.

Bei einer statistischen Aufbereitung der Ergebnisse zeigte sich, daß der Bleigehalt der Zähne stark von der Zahnstellung im Kiefer abhängig ist. Für einen Vergleich der Bleibelastung in den verschiedenen Orten mußten daher die Zähne nach ihrer Stellung im Kiefer gesondert betrachtet werden (s. Tabelle 2).

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 5 -

Tabelle 1: Mittelwerte der Bleikonzentrationen in den
Milchzähnen. Alle Konzentrationsangaben beziehen sich auf
µg Blei/ g Zahn (Feuchtgewicht).

	Arnoldstein	München	Driedorf
Anzahl	109	205	138
Arithm. Mittelwert	5.33	1.56	1.52
Geom. Mittelwert	4.12	1.40	1.32
Medianwert	4.37	1.38	1.27
Minimum	0.54	0.40	0.35
Maximum	18.06	4.88	4.59

Tabelle 2: Arithm. Mittelwerte der Bleikonzentrationen in den
Kinderzähnen, aufgetrennt nach der Zahnstellung

(1er = mittlerer Schneidezahn, 2er = seitlicher Schneidezahn,
3er = Eckzahn, 4+5er = Milchmolare, n = Fallzahl, Konzentration
in µg/ g Zahn Feuchtgewicht).

	Oberk.	n	Unterk.	n	
1er	7.86	(22)	5.62	(12)	Arnoldstein
2er	7.81	(15)	5.25	(19)	
3er	3.37	(15)	6.12	(4)	
4+5er	2.07	(14)	2.43	(6)	
1er	2.26	(44)	1.23	(44)	München
2er	1.60	(62)	1.29	(27)	
3er	1.37	(15)	1.71	(3)	
4+5er	0.72	(6)	0.57	(4)	
1er	2.14	(32)	1.07	(20)	Driedorf
2er	1.65	(30)	1.49	(26)	
3er	1.17	(9)	1.22	(7)	
4+5er	0.80	(7)	0.99	(6)	

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51605111
Telefax (089) 51605144

- 6 -

Während sich die Bleikonzentrationen in den Zähnen aus München und Driedorf nicht signifikant unterscheiden, sind die Bleikonzentrationen insbesondere in den Schneidezähnen und in den Eckzähnen der Kinder aus Arnoldstein gegenüber München und Driedorf statistisch signifikant erhöht. Die in Arnoldstein gefundenen Werte liegen um den Faktor 3-5 höher als in München oder Driedorf. Die beiliegenden beiden Abbildungen stellen diese Verhältnisse nochmals graphisch dar.

Als "Normalbereich" für die Bleikonzentrationen im Milchzahn wird vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen für den Deutschen Bundestag (1990) $7 \mu\text{g/g}$ Zahn angegeben. Diese Grenze wird von keinem der untersuchten Zähne in München oder Driedorf erreicht. Aus dem Kollektiv Arnoldstein überschreiten 26 % aller untersuchten Zähne diese Grenze von $7 \mu\text{g/g}$. Betrachtet man die Schneidezähne und Eckzähne allein, so liegt der Anteil an Zähnen über $7 \mu\text{g}$ Blei/g Zahn mit 35 % noch deutlich höher.

Die meisten Zähne aus Arnoldstein stammten von Kindern, die in einer Entfernung von unter 1 km vom Werk wohnen. Die relativ wenigen Zähne von Kindern, die weiter als 1 km vom Werk entfernt wohnen, zeigen Bleikonzentrationen, die lediglich in der Höhe der unbelasteten Vergleichskollektive München oder Driedorf, liegen.

Mituntersucht wurde ein oberer Milchbackenzahn, den uns ein Erwachsener aus Arnoldstein zur Verfügung gestellt hatte. Dieser Zahn war bereits 1962 ausgefallen. In diesem Zahn fand sich eine Bleikonzentration von $14,8 \mu\text{g/g}$. Dieser Wert liegt insbesondere unter Berücksichtigung, daß es sich hier um einen Milchmolaren handelt, ^w einem relativ hohen Bereich. Aufgrund der Streubreite der Bleikonzentrationen in Milchzähnen ist es problematisch, aus diesem Einzelwert auf die Gesamtbelastung der Bevölkerung in damaliger Zeit Rückschlüsse zu ziehen. Der

Prof. Dr. med. W. EISENMENGER
Vorstand des Instituts für
Rechtsmedizin der Universität München

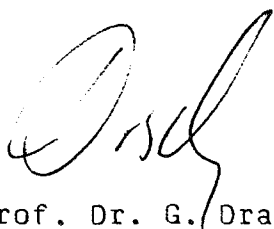
INSTITUT FÜR RECHTSMEDIZIN
8000 München 2 · Frauenlobstraße 7a
Telefon (089) 51 60 51 11
Telefax (089) 51 60 51 44

- 7 -

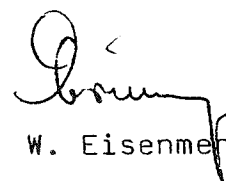
Wert ergibt jedoch zumindest den Hinweis, daß die Bleibelastung in Arnoldstein in den Jahren 1950 bis 1960 eher höher gelegen hat als heute.

In 74 Fällen war in Arnoldstein neben der Bleikonzentration im Milchzahn auch die Bleikonzentration des Kindes im Blut gemessen worden. Für die Schneidezähne im Ober- und Unterkiefer ergab sich jeweils eine statistisch hochsignifikante Rangkorrelation zwischen der Bleikonzentration im Zahn und im Blut des Kindes.

Zusammenfassend bestätigen die Untersuchungen an den Milchzähnen im wesentlichen die Blut-Blei-Untersuchungen bei den Kindern. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, daß die Bleikonzentration im Milchzahn den wesentlich besseren Parameter für die Langzeitbelastung des Kindes mit Blei darstellt, während die Blut-Blei-Konzentration mehr die aktuelle Kurz- und Mittelzeitbelastung repräsentiert. Aufgrund der aufgefundenen Bleikonzentrationen in den Milchzähnen kann mit Sicherheit festgestellt werden, daß es sich bei den aufgefundenen erhöhten Blut-Blei-Konzentrationen nicht etwa um eine vorübergehende Erhöhung der Bleibelastung gehandelt hat, sondern daß die Bleibelastung in Arnoldstein über Jahre in einem (gegenüber normal belasteten Gebieten) erhöhten Bereich gelegen hat.

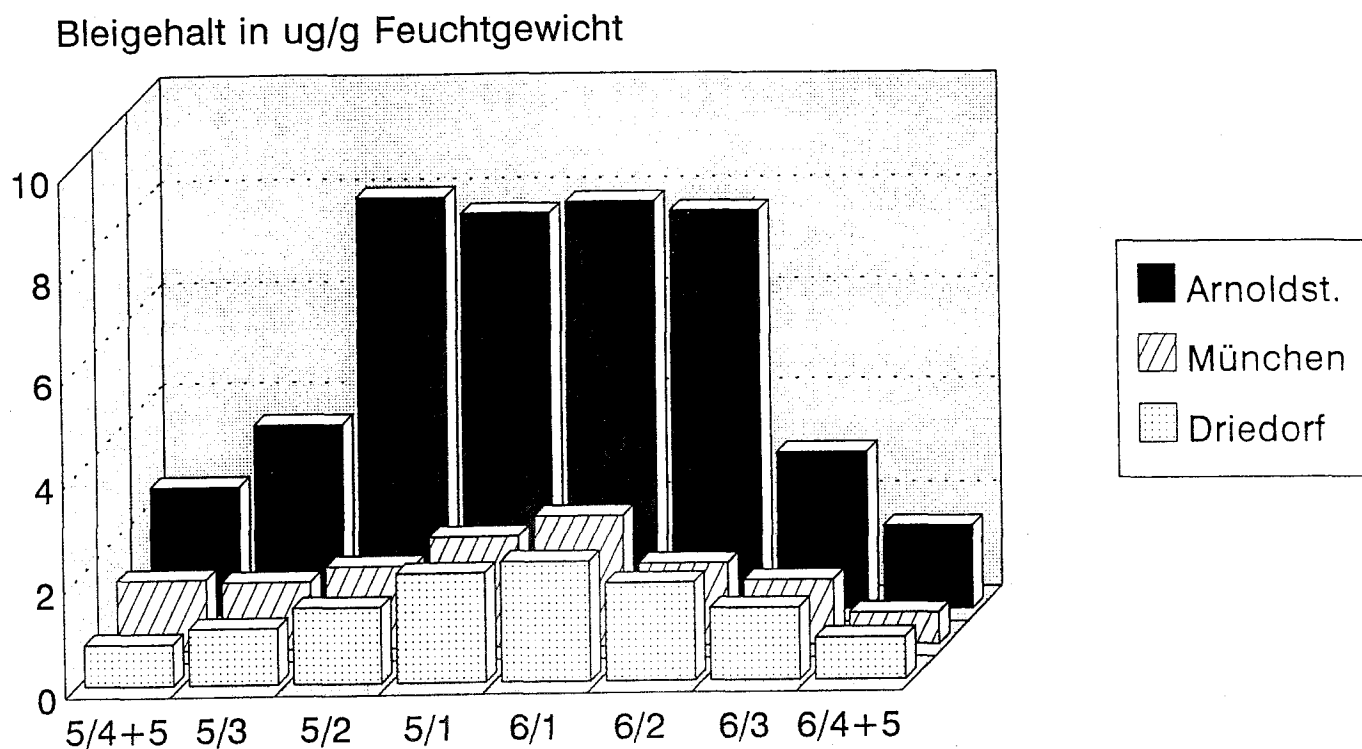


Prof. Dr. G. Drasch

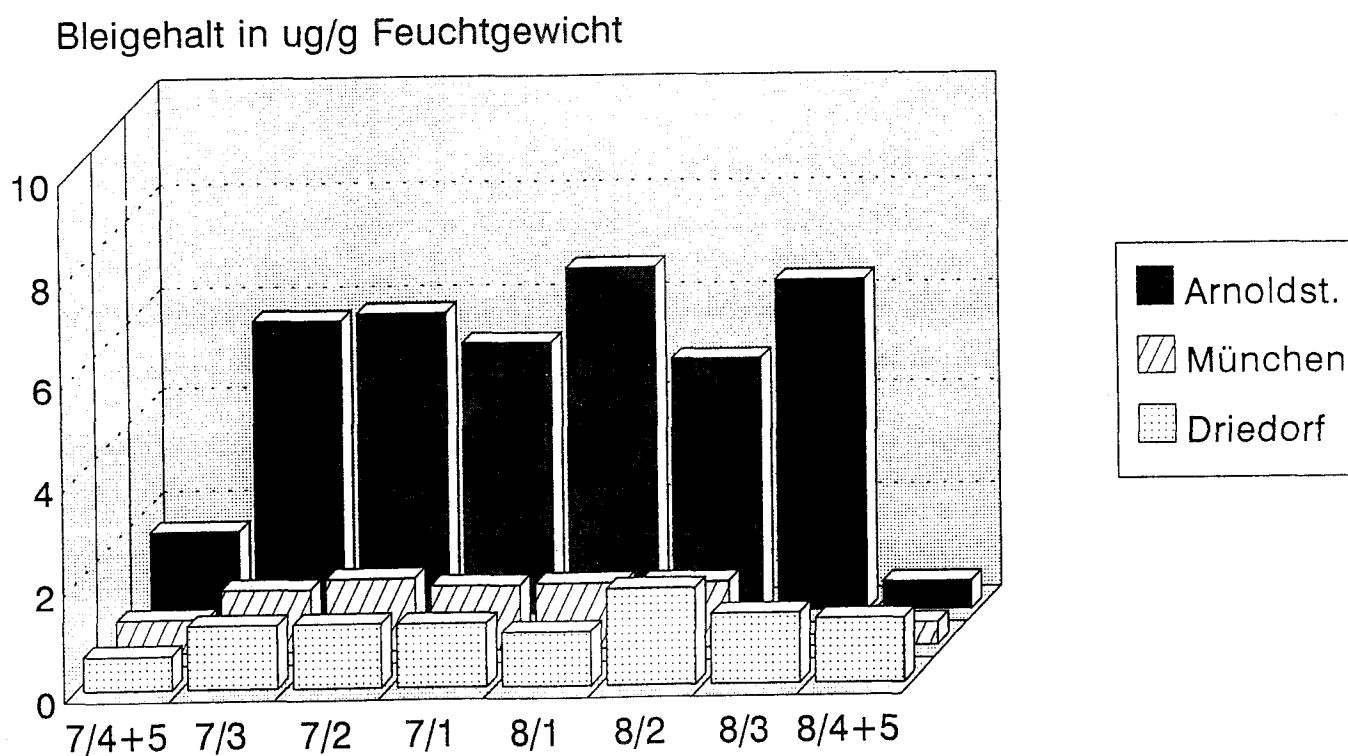


Prof. Dr. W. Eisenmenger

Bleigehalt der Zähne des Oberkiefers in den verschiedenen Kollektiven



Bleigehalt der Zähne des Unterkiefers in den verschiedenen Kollektiven



Anhang 4

Schwermetallbelastung von Obst und Gemüse im Raum Arnoldstein

Ernte 1992

LANDWIRTSCHAFTLICH-CHEMISCHE
VERSUCHS-
UND
LEBENSMITTELUNTERSUCHUNGSANSTALT
FÜR KÄRNTEN

9020 KLAGENFURT, LASTENSTRASSE 40

TELEFON 0463/32-1-30
TELEFAX 0463/34-1-74

Einleitung

Kurz nach Bekanntwerden der hohen Blei- und Cadmiumgehalte in Böden im Raume Arnoldstein durch das Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie im Frühjahr 1992¹ wurde an die Anstalt das Ersuchen herangetragen, Obst- und Gemüseproben aus Haus- und Kleingärten auf ihre Schwermetallgehalte (Blei, Cadmium, Zink) zu untersuchen. Auf eine Initiative der zuständigen Landesräte Karin Achatz und Herbert Schiller hin wurde es in Form einer - sehr gut funktionierenden - Zusammenarbeit mit der Marktgemeinde Arnoldstein allen Gemeindebürgern ermöglicht, hauseigene Obst- und Gemüseproben zur Untersuchung zu bringen. Die Marktgemeinde Arnoldstein fixierte einen wöchentlichen Sammeltermin und überbrachte die Proben anschließend der Anstalt. Von den Einsendern mußte nur ein von der Anstalt entworfenes Begleitblatt (Abb.1) ausgefüllt werden.

Da bereits die ersten orientierenden Untersuchungen deutliche Überschreitungen der Richtwerte hinsichtlich ihrer Blei- und Cadmiumgehalte ergaben, aber nur unauffällige Zinkgehalte registriert wurden, wurde auch im Hinblick auf den essentiellen Status von Zink für den menschlichen Körper, nicht zuletzt wegen seiner Rolle im Immunsystem², von einer Zinkbestimmung in den überbrachten Lebensmitteln in der Folge abgesehen.

Von 13. Mai bis 28. September 1992 gelangten insgesamt 258 Lebensmittelproben zur Untersuchung, deren Aufgliederung in der Abb.2 ersichtlich ist. Leider hatte die Anstalt keine Eingriffsmöglichkeit auf die Art der eingesandten Obst- und Gemüseproben und auf den genauen Ort der Entnahme. Daher spiegelt die Verteilung der Proben und ihre Aufteilung auf die vom Umweltbundesamt vorgenommene Zonierung im Raume Arnoldstein nicht die statistisch-wissenschaftliche Notwendigkeit, sondern vielmehr die Interessenslage der Bevölkerung wider.

Material und Methoden

Die Aufarbeitung der Proben erfolgte nach den Richtlinien des Österreichischen Lebensmittelbuches³, wonach nicht zum Verzehr bestimmte Teile wie Deck- und Hüllblätter, Kerne etc. entfernt werden und Lebensmittel, die üblicherweise nur gewaschen zum Verzehr gelangen, erst nach einem genau definierten Waschvorgang weiter untersucht werden.

Die Ergebnisse werden demnach stets auf das gereinigte, gewaschene, bzw. direkt zum Verzehr geeignete Lebensmittel bezogen.

Nach erfolgter Aufarbeitung und Homogenisierung wurden die Proben einem Naßaufschluß mit Salpetersäure (für die Cadmiumbestimmung) und einem Trockenaufschluß mit anschließender Auflösung der Asche in Salpetersäure (für die Bleibestimmung) unterzogen.

Die Messung selbst erfolgte im Atomabsorptionsspektralphotometer (AAS) im Graphitrohr (L'vov-Plattform)⁴.

Landwirtschaftlich-chemische Versuchs- und Lebensmitteluntersuchungsanstalt für Kärnten

Lastenstraße 40
9020 Klagenfurt
Tel. 0 46 3 / 32 1 30
Fax 0 46 3 / 34 1 74

Untersuchung von Gemüse und Obst auf Schwermetalle im Raum Arnoldstein

Hinweise zur Probenahme und -menge:

Um repräsentative Untersuchungsergebnisse zu erhalten, ist eine Mindestmenge an Gemüse und Obst erforderlich.

Salat: 3 Häuptel

Kräuter: (Petersilienkraut,
Petersilienwurzel,
Liebstöckel, . . .) 250 g

andere Gemüsearten: 500 g

Obst: 500 g

Die Untersuchung Ihrer Proben erfolgt im eßbaren Anteil des Gemüses bzw. Obstes; Wurzeln und Blätter, die nicht zum Verzehr bestimmt sind, können entfernt werden. Bei Wurzelgemüse (z. B. Karotten) Probe von Eröresten grob befreien, jedoch nicht waschen (dies erfolgt in der Anstalt nach einem standardisierten Verfahren). Die Probe in einem sauberen Säckchen verpacken (kein Zeitungspapier verwenden) und beschriften (Name, Adresse, Probenbezeichnung), um Verwechslungen auszuschließen. Der Zeitraum zwischen Ernte und Abgabe der Probe sollte möglichst kurz gehalten werden. Abgabe der Proben (voraussichtlich bis September 1992) jeweils am Montag von 13 bis 14 Uhr im Informationsbüro Arnoldstein.

Die Schwermetalluntersuchung ist sehr aufwendig, daher ersuchen wir Sie schon jetzt um etwas Geduld! Sie werden nach Vorliegen der Untersuchungsergebnisse sofort informiert!

Bitte ausfüllen:

NAME	
ADRESSE	
ZONE	
PROBE 1	
PROBE 2	
PROBE 3	

Abbildung 1

Pb/Cd-Bestimmung Arnoldstein

Art der untersuchten Proben

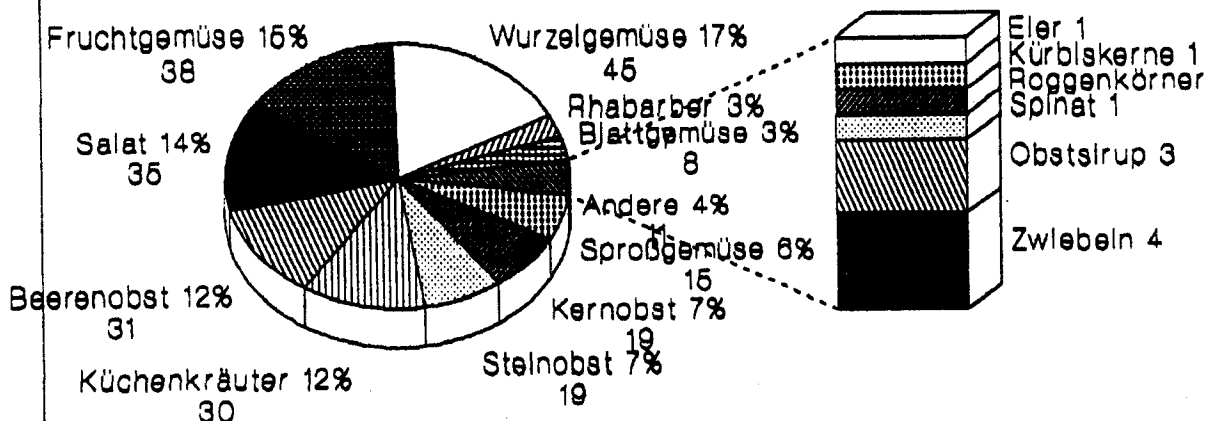


Abbildung 2

Ergebnisse und Diskussion

Der besseren Übersichtlichkeit halber werden die Meßergebnisse nicht einzeln angeführt, sondern im Vergleich zu den jeweils herangezogenen Richtwerten wiedergegeben. Zur Erläuterung des Begriffes "Richtwert" muß gesagt werden, daß diese keinen gesetzlich bindenden, sondern einen administrativen, orientierenden Charakter haben. Mit diesem Instrumentarium soll erreicht werden, daß zum Zwecke eines vorbeugenden Verbraucherschutzes Spitzenbelastungen von Schadstoffen erkannt und nach Möglichkeit abgestellt werden. Beim Überschreiten der Richtwerte sind konsequenterweise alle Verantwortlichen angehalten, nach den Kontaminationsursachen zu recherchieren und diese zu beseitigen.

Die Überschreitung eines Richtwertes ist also noch keinesfalls mit einer möglichen Gesundheitsgefährdung des Verbrauchers gleichzusetzen.

Als Richtwerte für die vorliegende Studie wurden einerseits die im Österr. Lebensmittelbuch festgesetzten und andererseits - wo das ÖLMB noch keine entsprechenden Regelungen aufweist - jene des deutschen Bundesgesundheitsamtes (BGA) herangezogen.

Die verwendeten Richtwerte sind der nachfolgenden Tabelle zu entnehmen:

Lebensmittel	Richtwert Pb mg/kg	Richtwert Cd mg/kg	Quelle
Weizenkörner	0,30	0,15	ÖLMB
Fruchtgemüse	0,25	0,10	ÖLMB
Wurzelgemüse	0,25	0,10	ÖLMB
Salat	0,30	0,05	ÖLMB
Zwiebel	0,25	0,05	ÖLMB
Kürbiskerne	0,20	0,02	ÖLMB
Beeren-, Kern-, Steinobst	0,20	0,02	ÖLMB
Hühnereier	0,10	0,05	ÖLMB
Blattgemüse	0,80	0,10	BGA
Küchenkräuter	2,00	0,10	BGA
Spinat	0,80	0,50	BGA
Sproßgemüse	0,50	0,10	BGA
Rhabarber	0,50	0,05	BGA
Erfrischungsgetränke	0,20	0,05	BGA

Bei insgesamt 152 Proben (59%) lagen die ermittelten Gehalte an Blei und Cadmium unter den jeweils gültigen Richtwerten; 45 Proben (17%) zeigten Überschreitungen sowohl des Blei- als auch des Cadmium-Richtwertes, bei 35 Proben (14%) lag nur der Bleigehalt und bei 26 Proben (10%) nur der Cadmiumgehalt über dem jeweils gültigen Richtwert. Eine Gesamtübersicht ist der Abb. 3 zu entnehmen.

Pb/Cd-Überschreitungen Obst und Gemüse

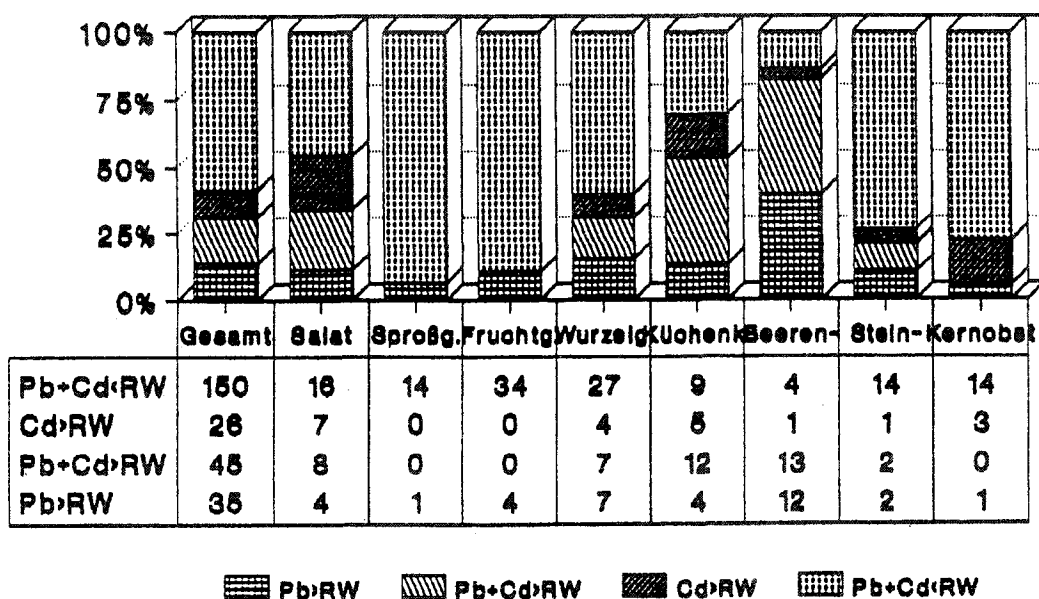
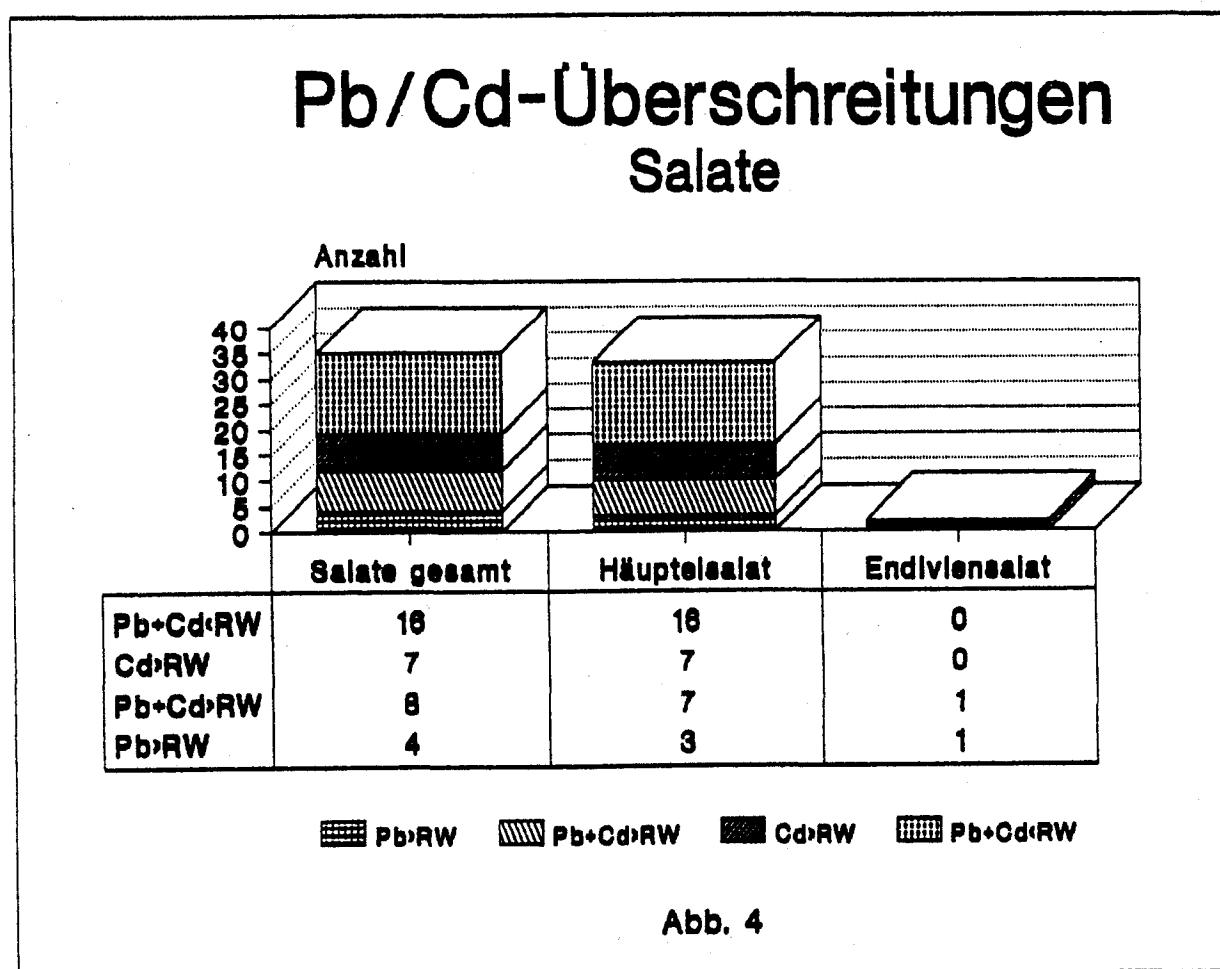


Abb. 3

Aus der graphischen Zusammenstellung ist ganz klar ersichtlich, daß die einzelnen Obst- und Gemüsearten einen ganz unterschiedlichen Beitrag zu den Richtwertüberschreitungen leisten. Am meisten Überschreitungen traten bei Beerenobst, am wenigsten bei Sproßgemüse auf.

Die nachfolgenden Abbildungen (4- 13) geben Aufschluß über Richtwertüberschreitungen bei den einzelnen Obst- und Gemüsegruppen.



Pb/Cd-Überschreitungen Blattgemüse

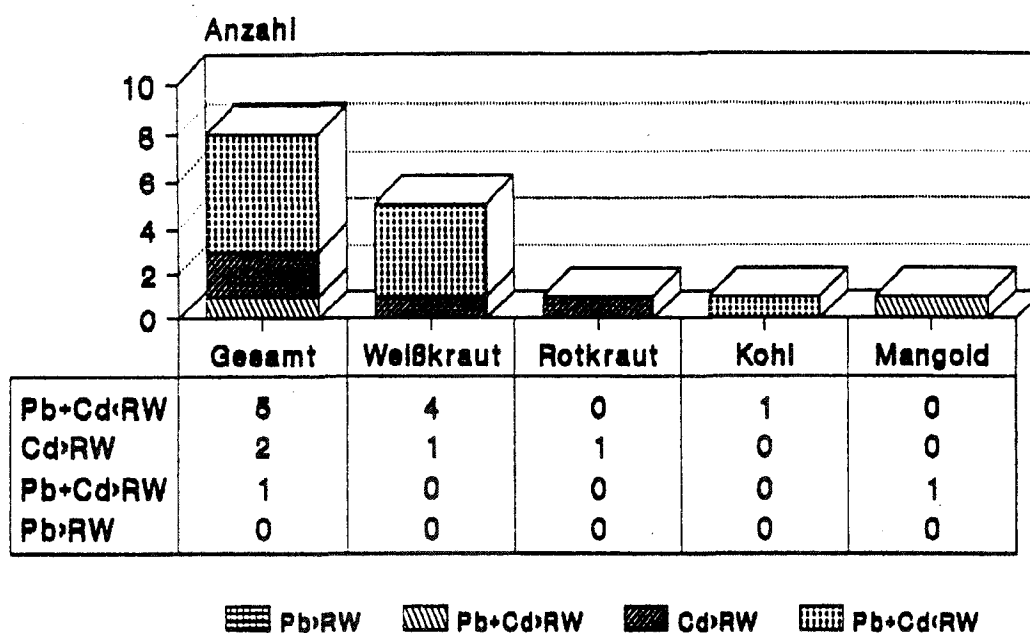


Abb.5

Pb/Cd-Überschreitungen Küchenkräuter

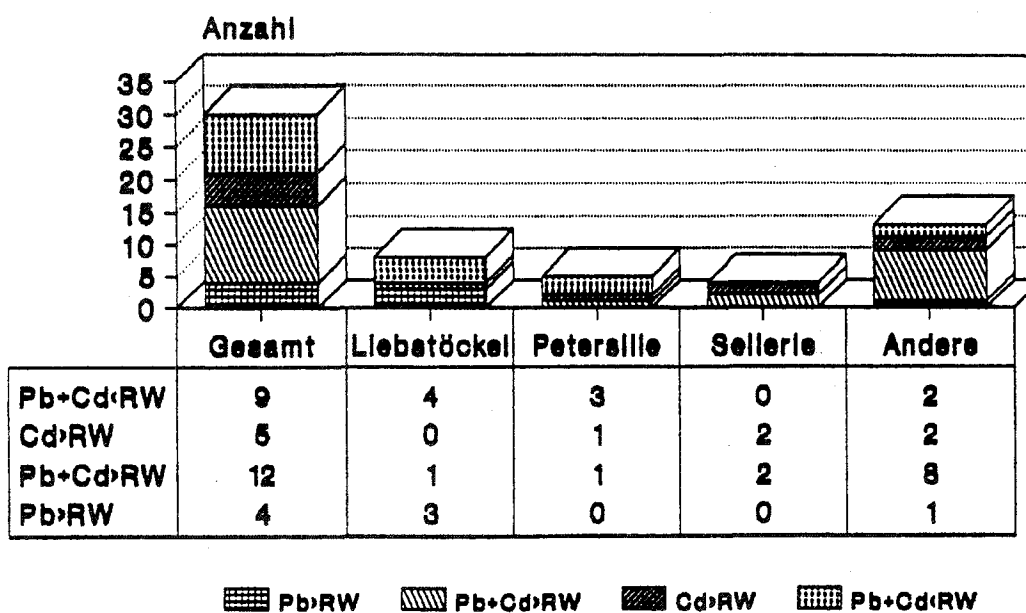


Abb. 6

Pb/Cd-Überschreitungen Sproßgemüse

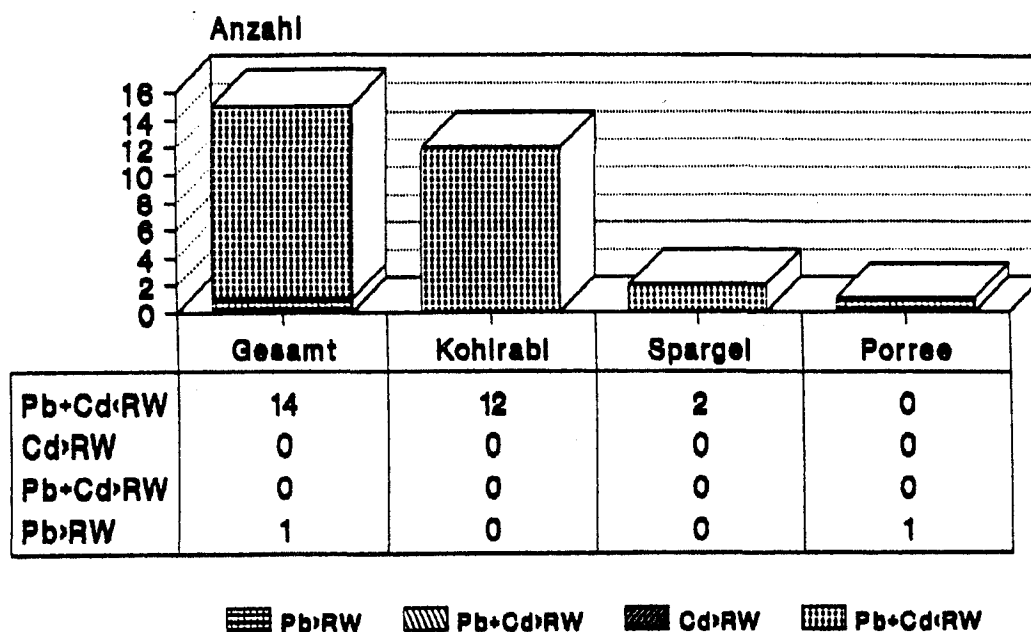


Abb. 7

Pb/Cd-Überschreitungen Wurzelgemüse

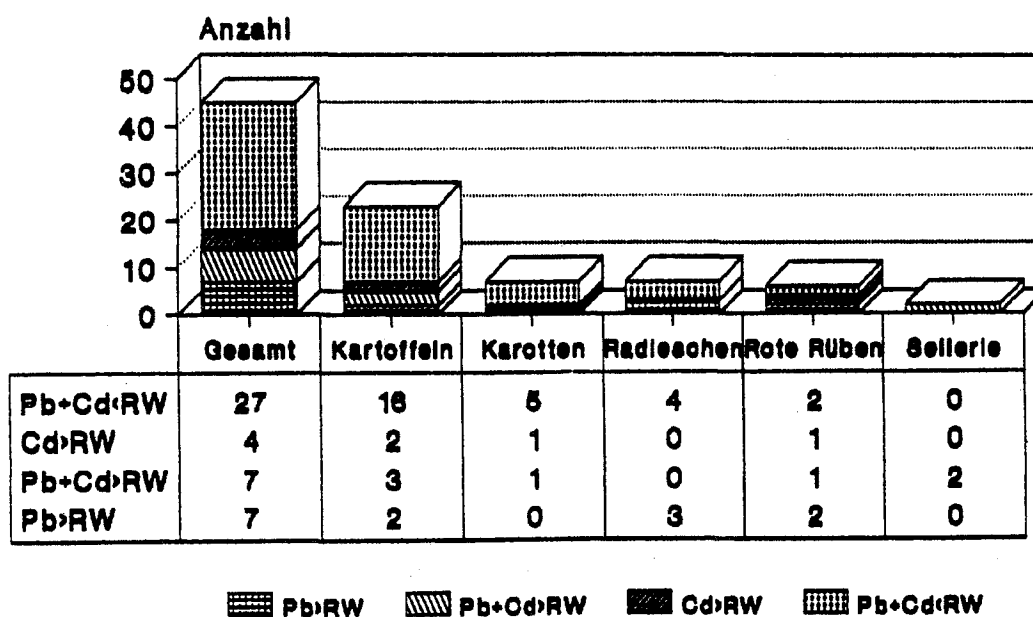


Abb. 8

Pb/Cd-Überschreitungen Fruchtgemüse

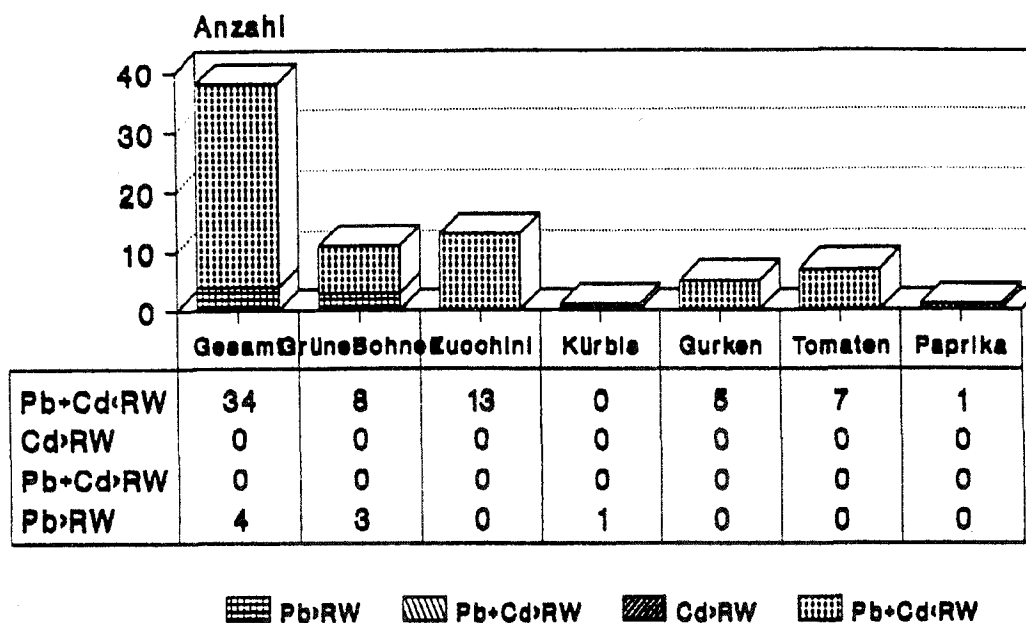


Abb. 9

Pb/Cd-Überschreitungen Beerenobst

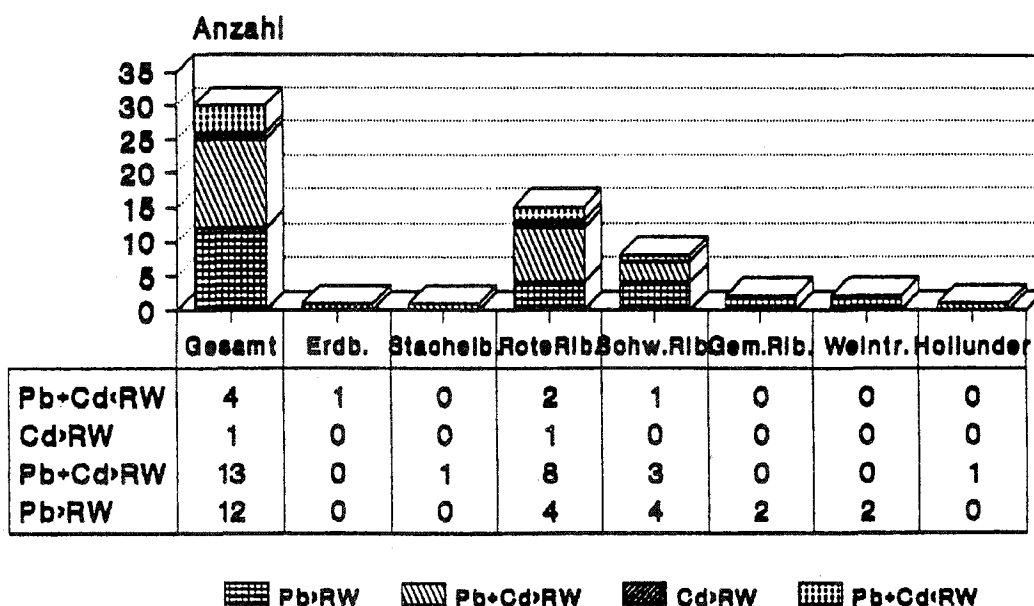


Abb.10

Pb/Cd-Überschreitungen Kernobst

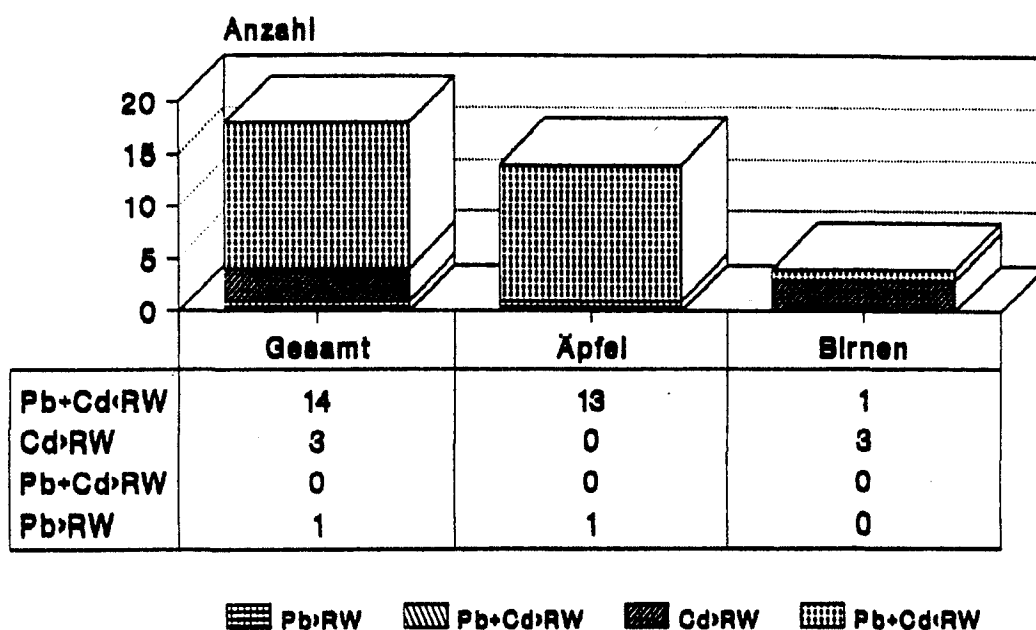


Abb.11

Pb/Cd-Überschreitungen Steinobst

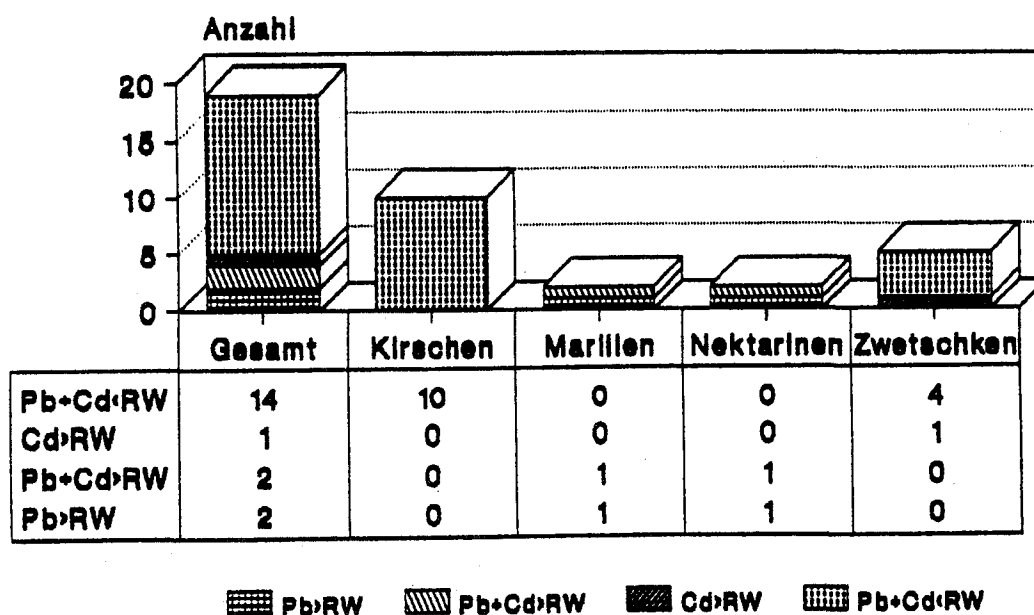


Abb.12

Pb/Cd-Überschreitungen Weitere Proben

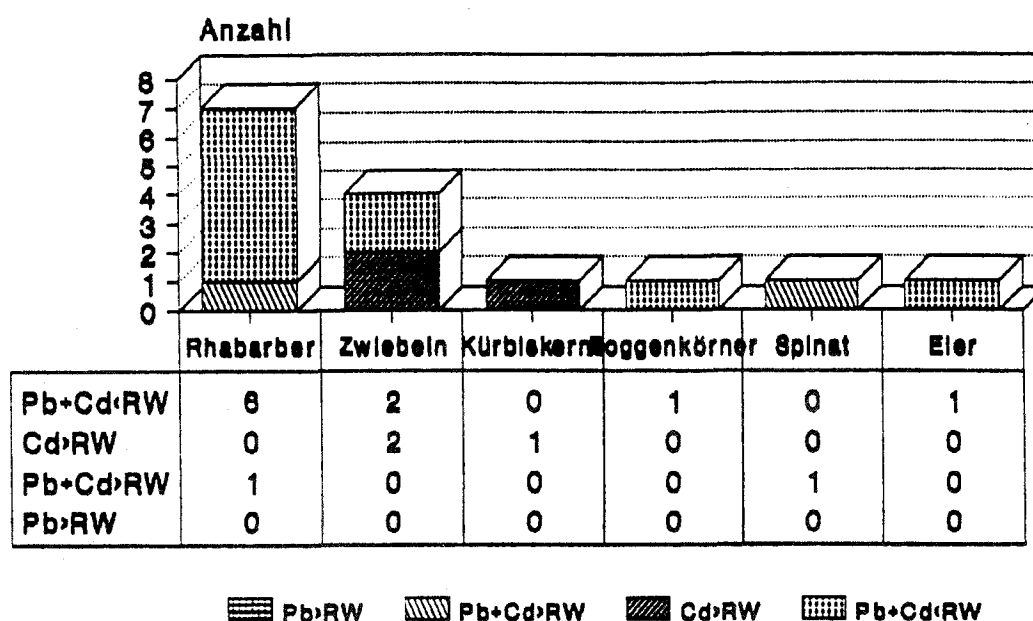


Abb.13

Über die Verteilung der Bleigehalte in den verschiedenen Gemüse- und Obstgruppen geben die nachfolgenden Diagramme (14 - 19) Aufschluß.

Auffallend dabei ist die relativ gleichmäßige Verteilung bei Küchenkräutern, wo die Bleigehalte von <0,5 mg/kg bis >20 mg/kg reichen mit einem Maximum bei Werten von 2-5 mg/kg.

Bei Blattgemüse wies nur 1 Probe Mangold einen erhöhten Bleigehalt auf, der Ausreißer bei den an sich sehr niedrigen Bleigehalten in Sproßgemüse bezog sich auf die einzige der Anstalt übermittelte Porreeprobe.

Bemerkenswert und nicht ganz den Erwartungen entsprechend ist die Verteilung der Bleigehalte in Obst. Beerenobst ist wesentlich höher mit Blei kontaminiert als Kern- und Steinobst; die große Mehrheit der Beeren weist Bleigehalte über dem Richtwert auf. Ein Verzehr von Beeren in größeren Mengen kann somit aus toxikologischer Sicht unter den derzeit gegebenen Voraussetzungen nicht befürwortet werden.

Blei in Salat

Richtwert=0,3mg/kg

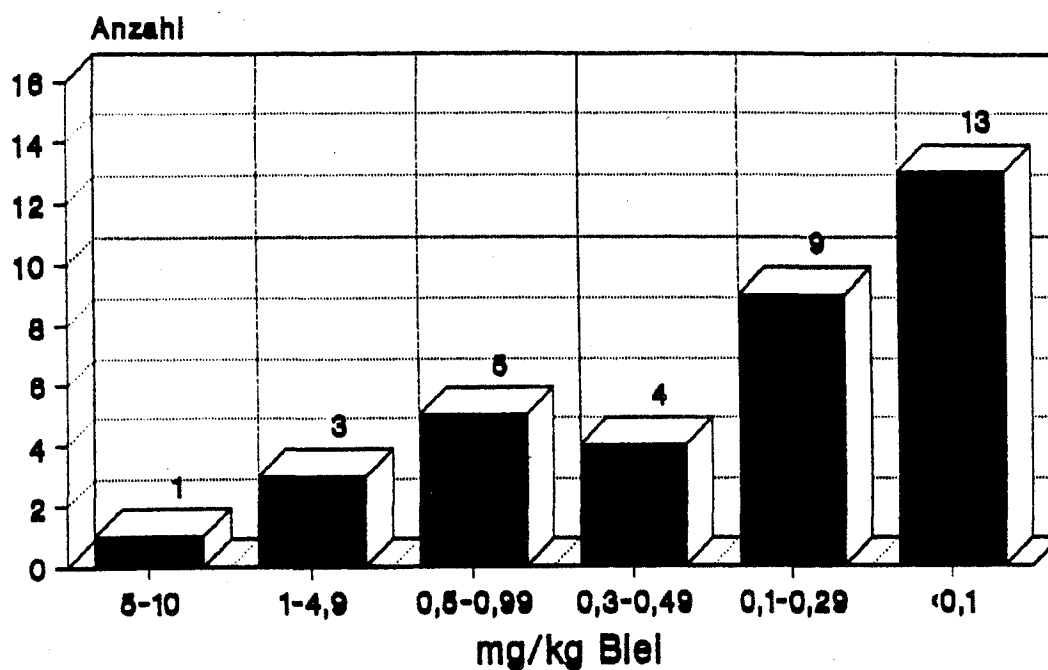


Abb.14

Blei in Blattgemüse

Richtwert=0,8mg/kg

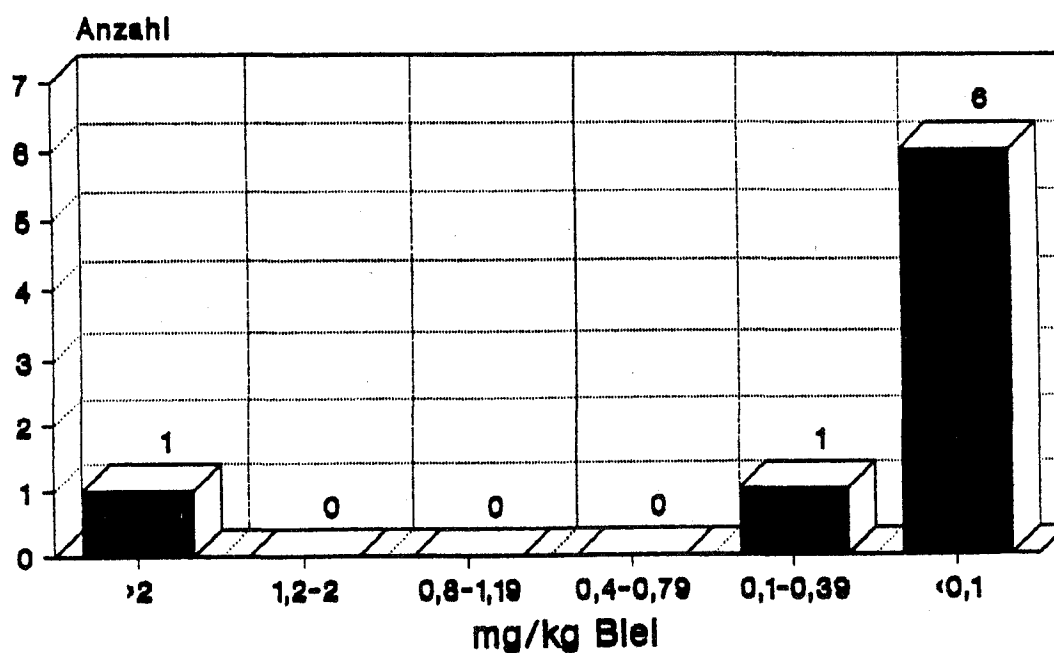


Abb. 15

Blei in Küchenkräutern

Richtwert=2,0mg/kg

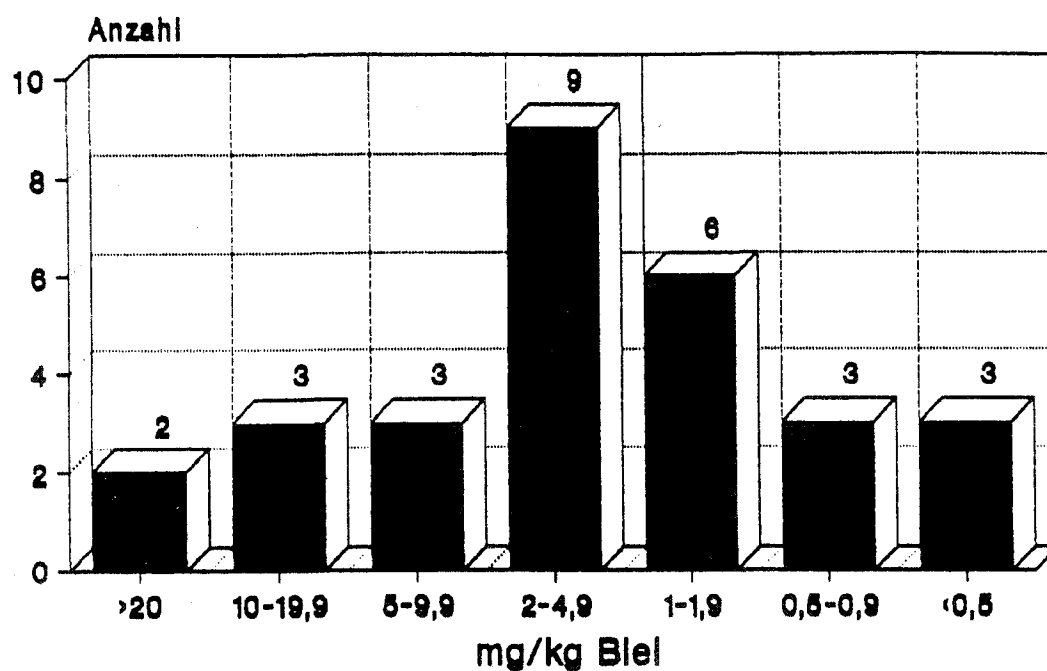


Abb. 16

Blei in Sproßgemüse

Richtwert=0,5mg/kg

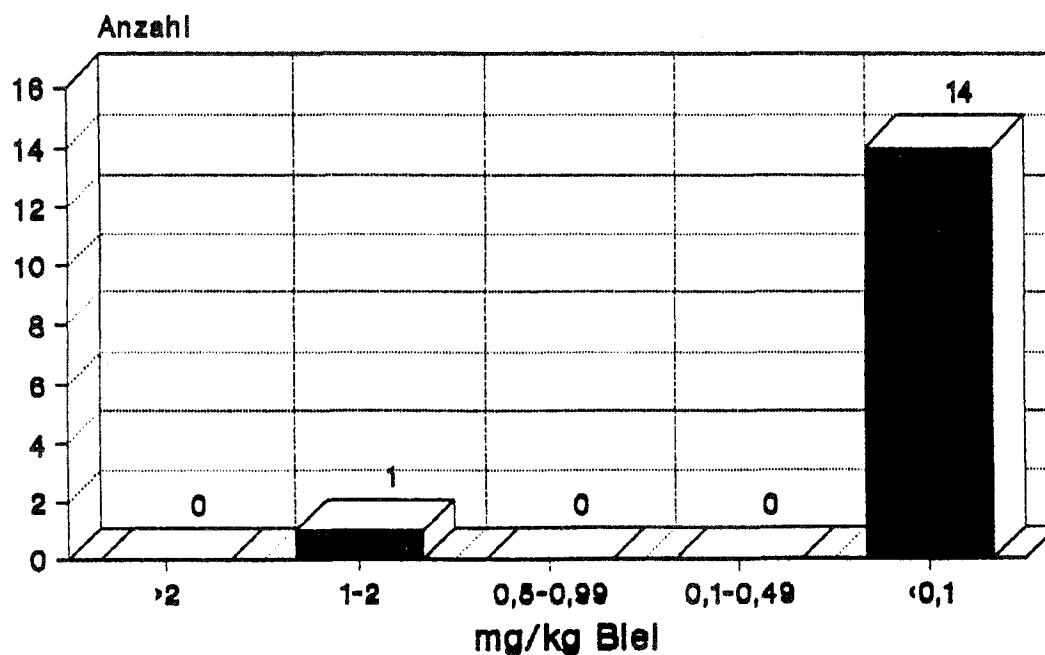


Abb. 17

Blei in Wurzel-und Fruchtgemüse

Richtwert=0,25mg/kg

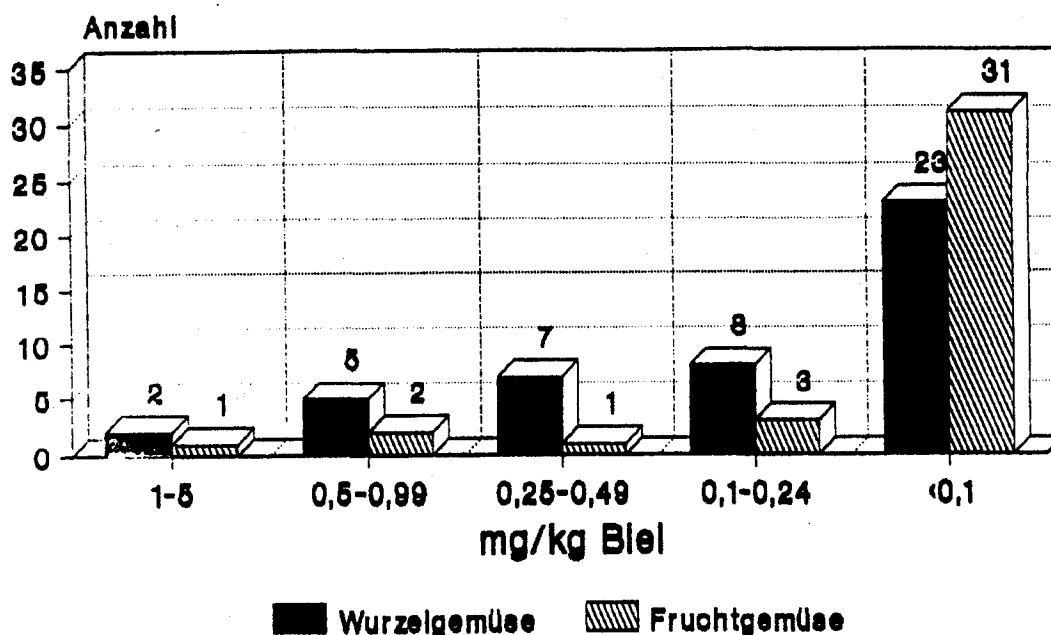


Abb. 18

Blei in Obst

Richtwert=0,2mg/kg

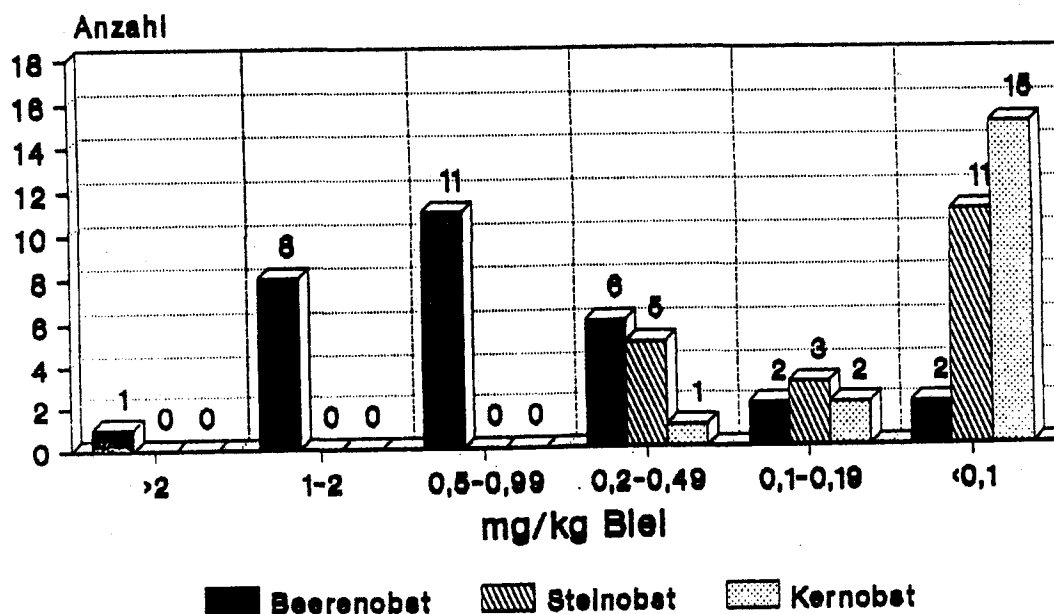


Abb. 19

In den nachfolgenden Abbildungen (Abb. 20-23) wird die Verteilung der Cadmiumgehalte innerhalb der einzelnen Gemüse- und Obstgruppen dargestellt. Überschreitungen des Richtwertes um das 10fache und darüber hinaus konnten auch hier nur bei Küchenkräutern festgestellt werden, die allgemein eine breite Verteilung der Cadmiumgehalte aufweisen. Auffällig ist ferner der Vergleich der Cadmiumgehalte zwischen Wurzelgemüse einerseits und Frucht- und Sproßgemüse andererseits. Auch unter den Obstgruppen besteht - wie beim Blei - ein signifikanter Unterschied zwischen den Cadmiumgehalten in Beerenobst und den übrigen Obstarten. Ähnlich wie beim Blei reicht auch beim Cadmium die Verteilung der Werte in Beerenobst viel weiter in einen höheren Bereich.

Cadmium in Salat

Richtwert=0,05mg/kg

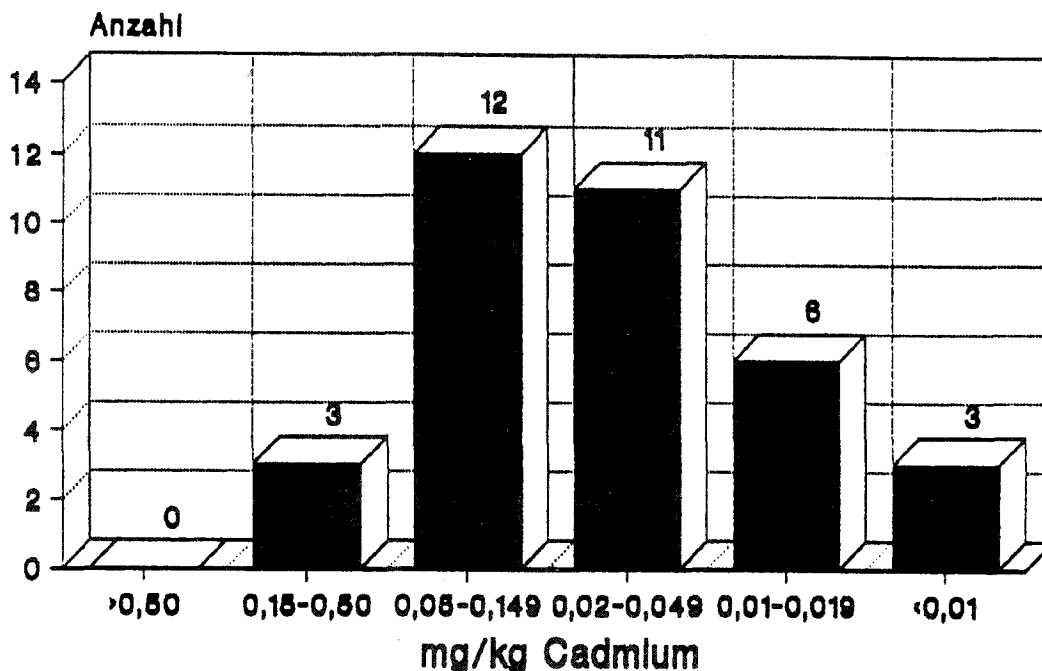


Abb. 20

Cadmium in Küchenkräutern, Blattgemüse

Richtwert=0,1mg/kg

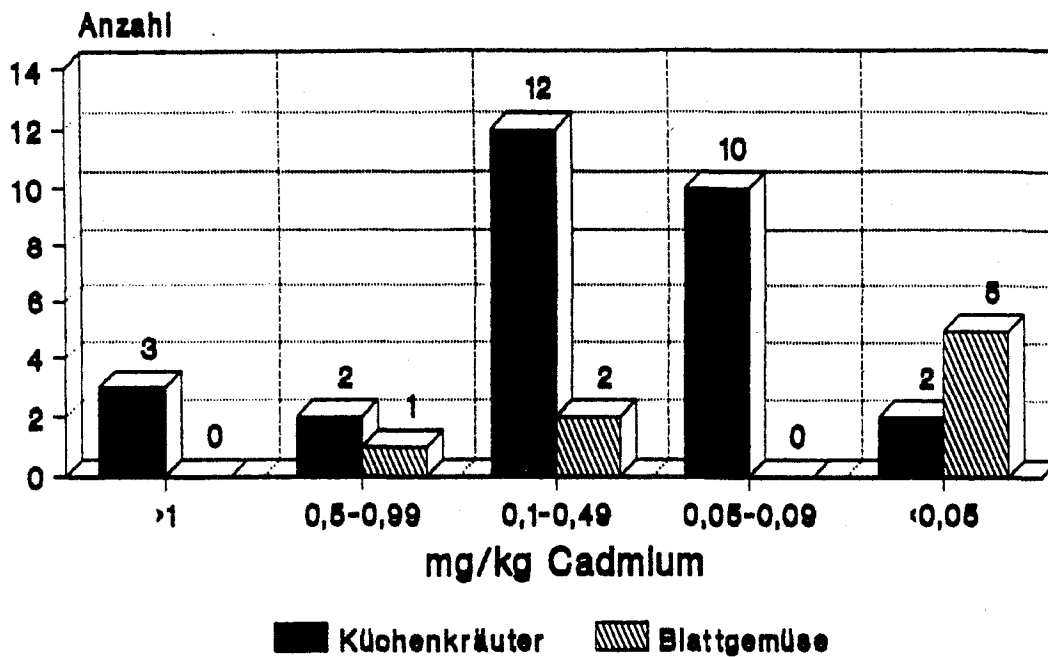


Abb. 21

Cadmium in Wurzel-Frucht-und Sproßgemüse

Richtwert=0,1mg/kg

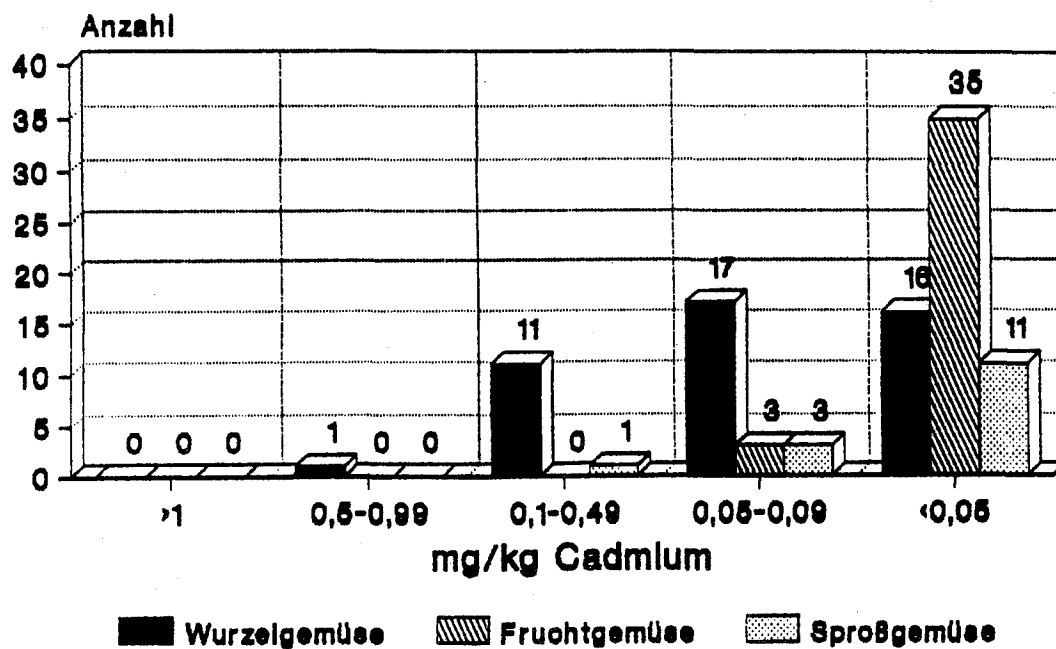


Abb.22

Cadmium in Obst

Richtwert=0,02mg/kg

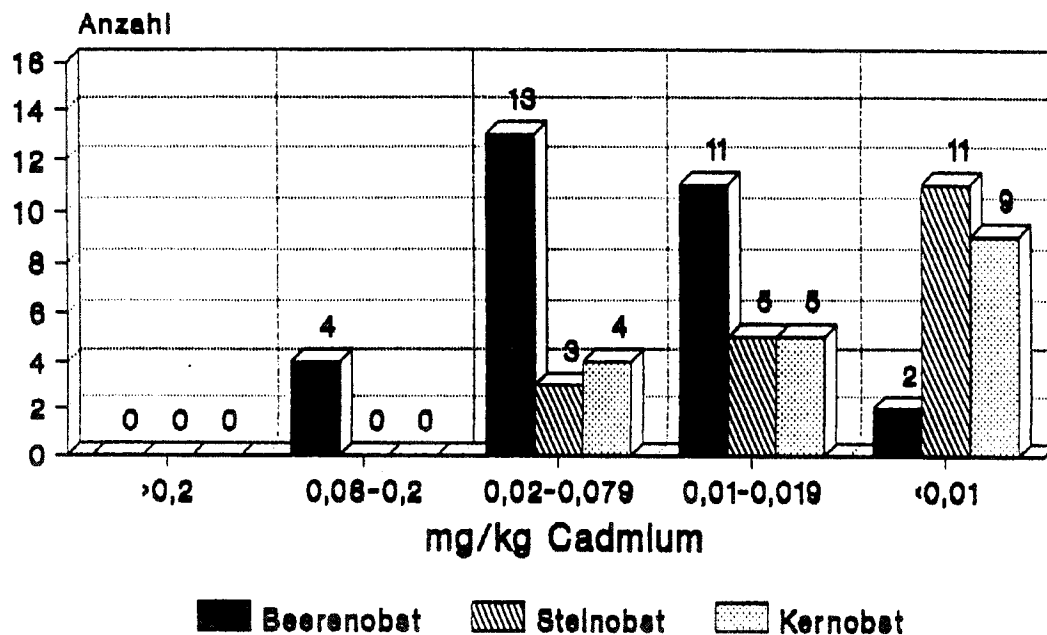


Abb. 23

Außerdem wurde der Versuch unternommen, bei den einzelnen Gemüse- und Obstsorten eine Korrelation zwischen den in den Böden der jeweiligen Zonen vom Umweltbundesamt ermittelten Blei- und Cadmiumwerten und den oben dargestellten Ergebnissen vorzunehmen. Daß ein derartiger Versuch nicht unproblematisch ist und nicht alle Voraussetzungen der anzuwendenden Statistik erfüllt, liegt auf der Hand. Dennoch sind diesen Aufstellungen, wenn man die nachfolgenden Diagramme (Abb. 24-42) betrachtet, durchaus interessante, oft nicht erwartete Kongruenzen zu entnehmen, die als Diskussionsgrundlage für weitere Untersuchungen unter kontrollierten Bedingungen wertvolle Ansatzpunkte liefern könnten.

Salat:

Sowohl bei den Blei- (Abb. 24) als auch bei den Cadmiumwerten (Abb. 25) ist eine Korrelation zwischen den Gehalten im Boden und jenen im Salat nicht abzulesen. Insbesondere beim Blei kann die Zufallsverteilung dahingehend interpretiert werden, daß bei der hohen Oberfläche von Salat andere Aufnahmewege (z.B. Autoabgase usw.) als über den Boden eine entscheidende Rolle spielen.

Küchenkräuter:

Liebstockel als typischer und meisteingesandter Vertreter dieser Warengruppe zeigt bei der Gegenüberstellung der Bleiwerte eine schwach ausgeprägte Korrelation (Abb. 26). Danach sind bei Bleigehalten >200 mg/kg Trs. erhöhte Bleiwerte im eßbaren Pflanzenteil enthalten. Die Cadmiumwerte in dem Küchenkraut sind allgemein recht niedrig und lassen sich nur schwer mit jenen im Boden in Beziehung bringen (Abb. 27).

Blei im Boden und im Salat Versuch einer Korrelation

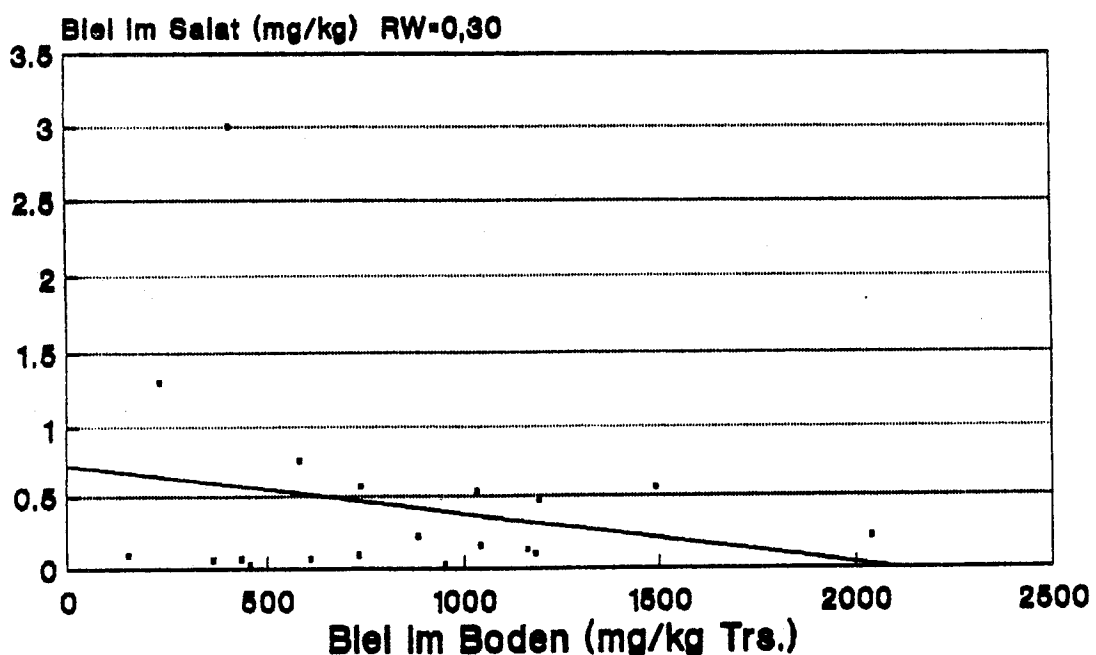


Abb. 24

Cadmium im Boden und im Salat Versuch einer Korrelation

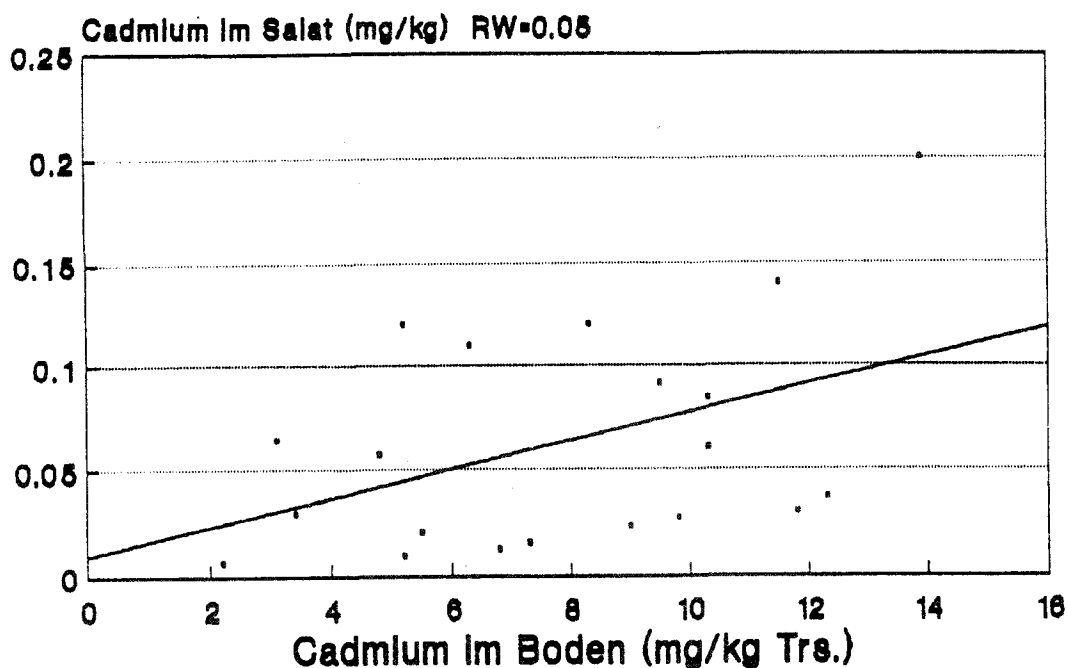


Abb. 25

Blei im Boden und in Liebstöckel Versuch einer Korrelation

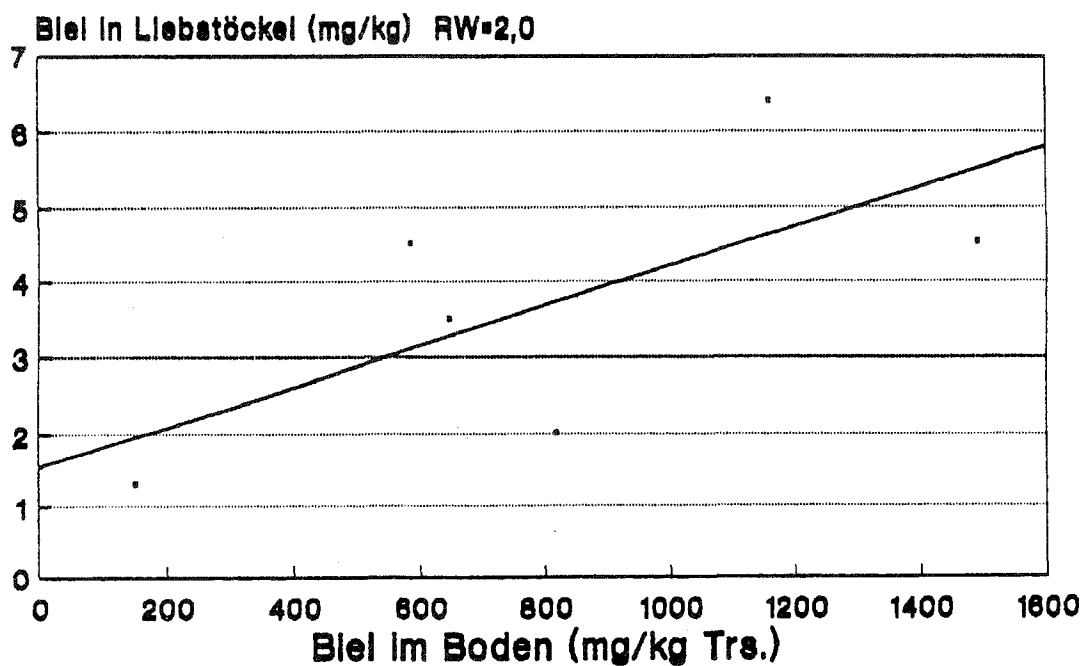


Abb. 26

Cadmium im Boden und in Liebstöckel Versuch einer Korrelation

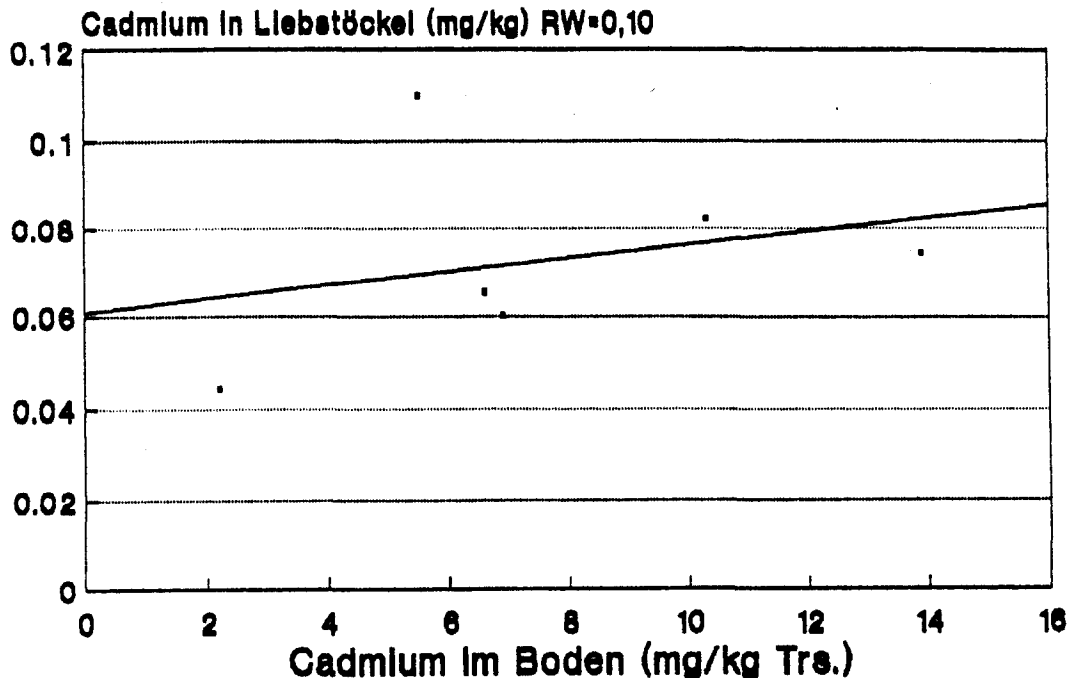


Abb. 27

Fruchtgemüse:

Als Vertreter dieser Gemüsegruppen wurden grüne Bohnen einer Untersuchung auf mögliche Korrelation mit den Schwermetallgehalten im Boden unterzogen. Die Abb. 28 und 29 deuten auf eine positive Korrelation zwischen den Blei- und Cadmiumgehalten im Boden und in den Bohnschoten hin. Die Kurve für Cadmium ist wegen der sehr geringen Gehalte ohne praktische Bedeutung; bei Bleigehalten im Boden von über 2000 mg/kg Trs. ist mit Überschreitungen des Richtwertes im Gemüse zu rechnen.

Wurzelgemüse:

Da Wurzelgemüse allgemein recht hohe Schwermetalle aufweisen, wurden aus dieser Gruppe Kartoffeln, Karotten, Radieschen und rote Rüben für einen Vergleich mit den Schwermetallwerten im Boden herangezogen.

Eine schwach positive Korrelation besteht zwischen den Blei- (Abb. 30) und Cadmiumgehalten in *Kartoffeln* (Abb. 31) und jenen im Boden. Nach den ausgewerteten Daten ist damit zu rechnen, daß bei Bleigehalten von über 2000 mg/kg Bodentrockensubstanz und bei Cadmiumgehalten von über 15 mg/kg die jeweiligen Richtwerte in den Kartoffeln überschritten werden.

In *Karotten* ist bereits im unteren Bereich der recht passablen positiven Korrelation zwischen Blei- und Cadmiumgehalten im Boden und in den Wurzeln eine Überschreitung der jeweils gültigen Richtwerte zu erwarten: bei Blei ab 500 mg/kg Bodentrockensubstanz und bei Cadmium ab 5 mg/kg (siehe Abb. 32 und 33). Für die Auswertung bei Karotten und auch bei Radieschen konnten nur 4 Werte herangezogen werden, worunter die statistische Aussagekraft natürlich entsprechend leidet. Die Werte sämtlicher Obst- und Gemüseproben eines Einsenders aus Zone 68, einer sehr belasteten Region, wurden wegen auffallend geringer Schwermetallgehalte generell aus der Beurteilung genommen, da der Verdacht besteht, daß die Proben nicht auf der dort vom Umweltbundesamt untersuchten Erde stammen.

Wie erwähnt, sind die Verhältnisse bei *Radieschen* ähnlich gelagert; die herangezogenen 4 Werte zeigen beim Vergleich der Cadmiumgehalte eine recht gute Korrelation, obwohl alle Werte unter dem Richtwert liegen (Abb. 35). Die Korrelation zwischen den Bleigehalten im Boden und im Gemüse ist relativ schlecht. Bei Bleigehalten von über 300 mg/kg Bodentrockensubstanz ist aber mit Überschreitung des gültigen Richtwertes für Blei in Wurzelgemüse zu rechnen (Abb. 34).

Der Vergleich der Gehalte sowohl an Blei als auch Cadmium in *roten Rüben* und im Boden zeigt große Streuungen (Abb. 36 und 37); es besteht zwar in beiden Fällen eine schwach ausgeprägte positive Korrelation, die aber nur wenig Aussagekraft hat. Dennoch muß bei Bleigehalten von über 1000 mg/kg Trockensubstanz im Boden mit Überschreitungen des Richtwertes in den Rüben gerechnet werden.

Blei im Boden und in grünen Bohnen Versuch einer Korrelation

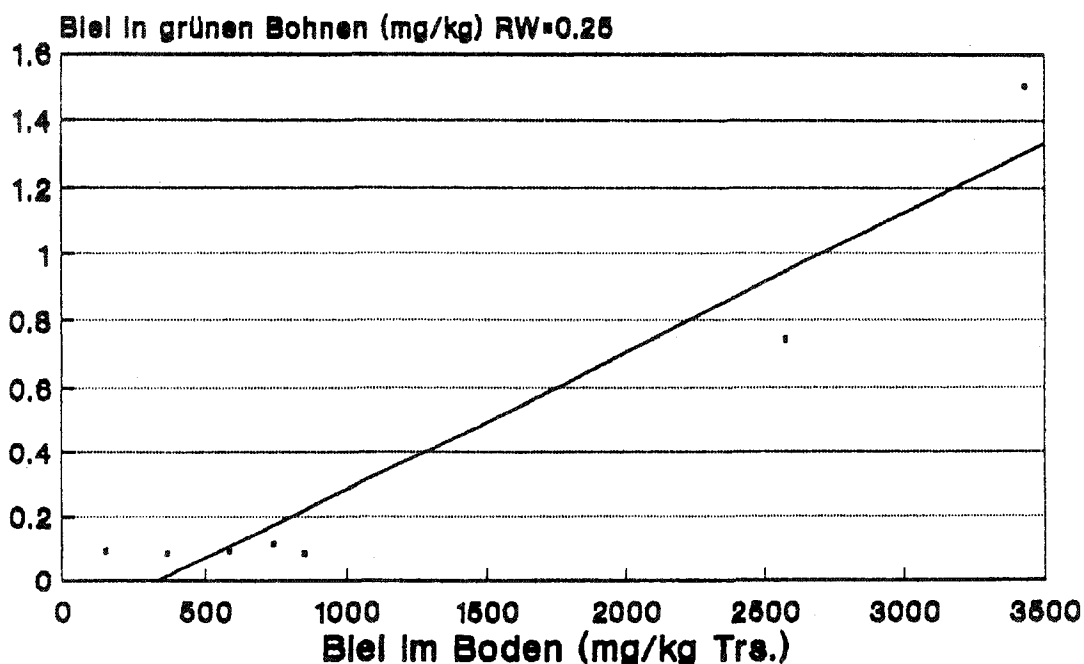


Abb. 28

Cadmium im Boden und in grünen Bohnen Versuch einer Korrelation

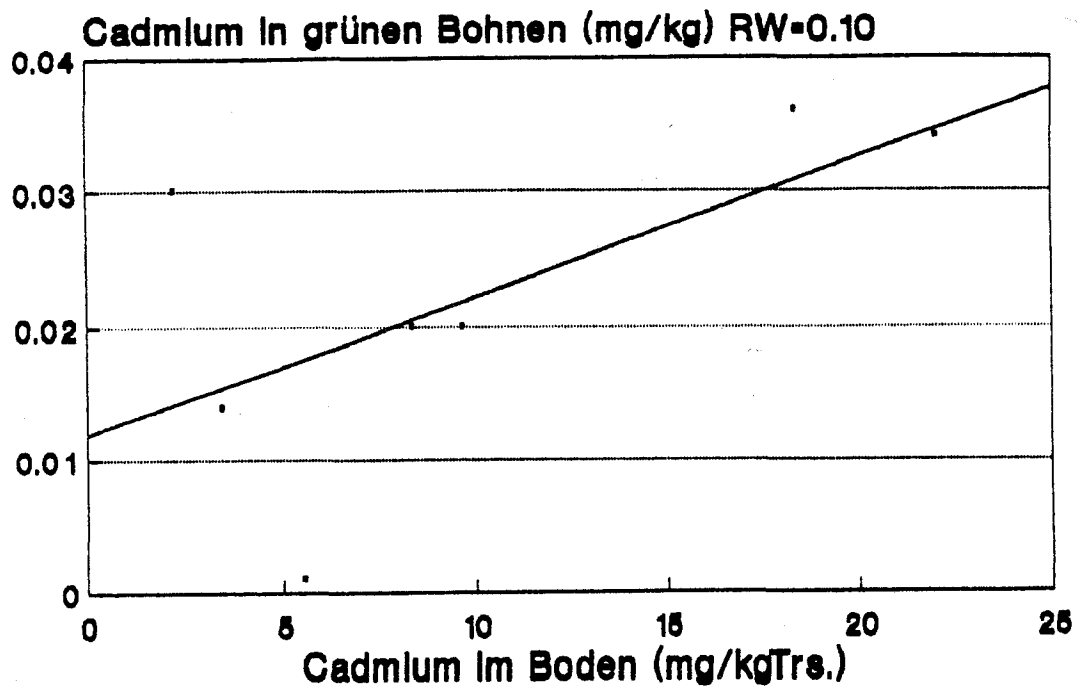


Abb. 29

Blei im Boden und in Kartoffeln Versuch einer Korrelation

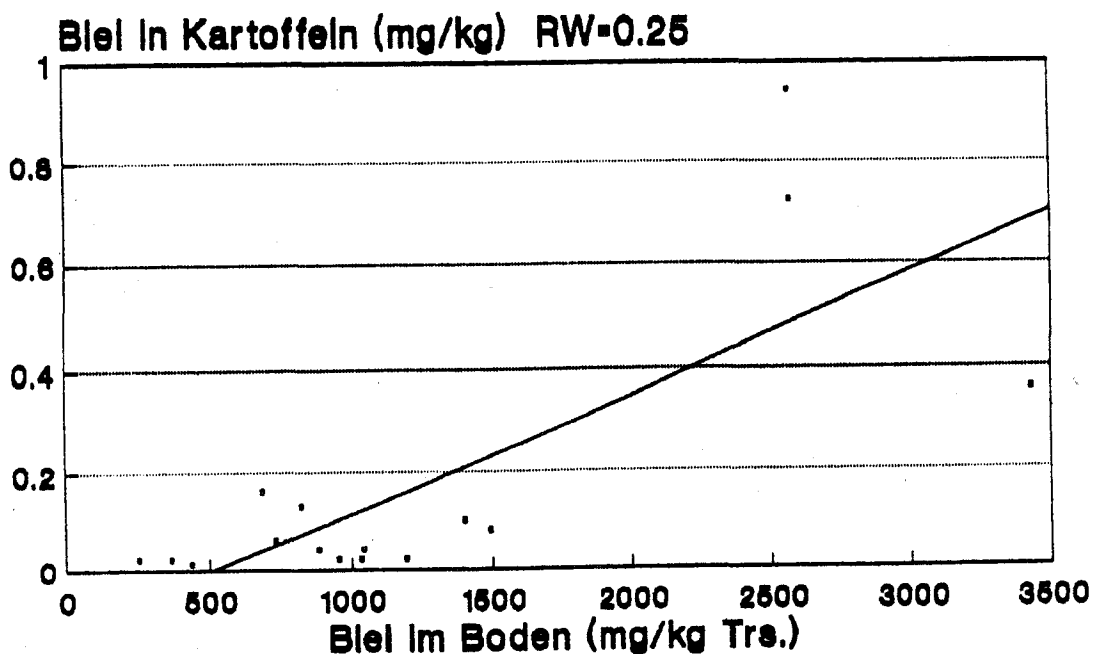


Abb. 30

Cadmium im Boden und in Kartoffeln Versuch einer Korrelation

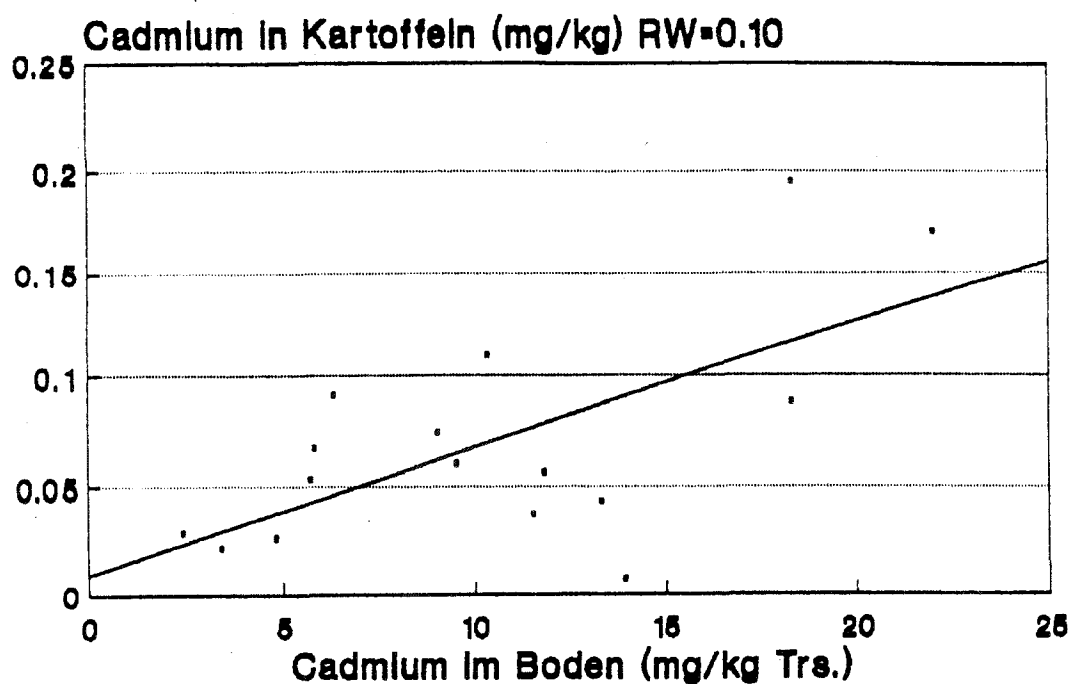


Abb. 31

Blei im Boden und in Karotten Versuch einer Korrelation

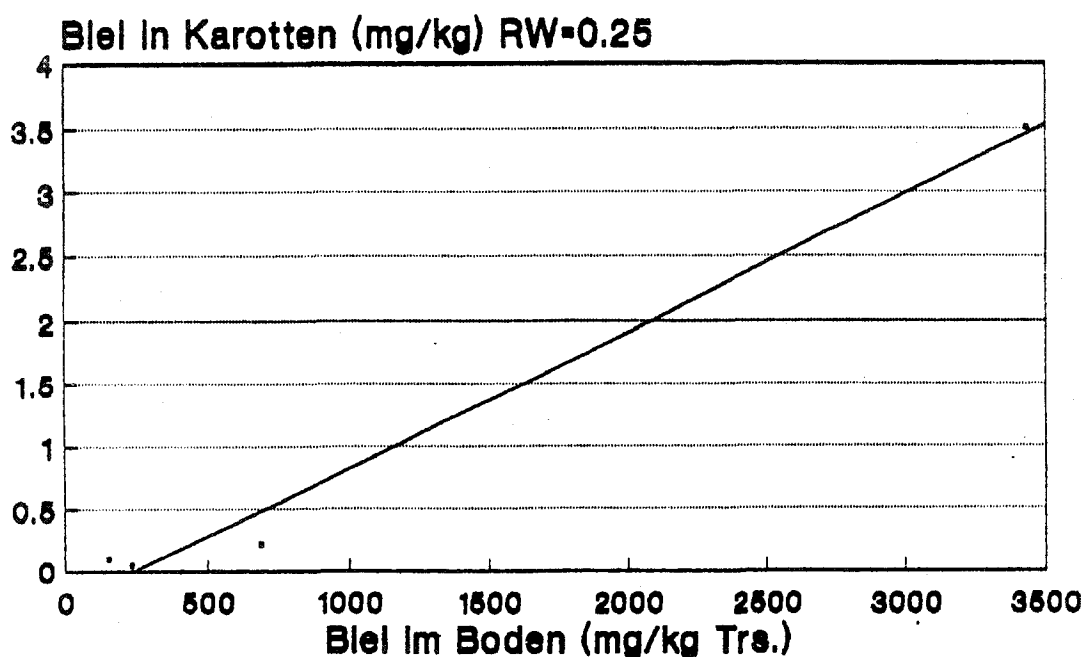


Abb. 32

Cadmium im Boden und in Karotten Versuch einer Korrelation

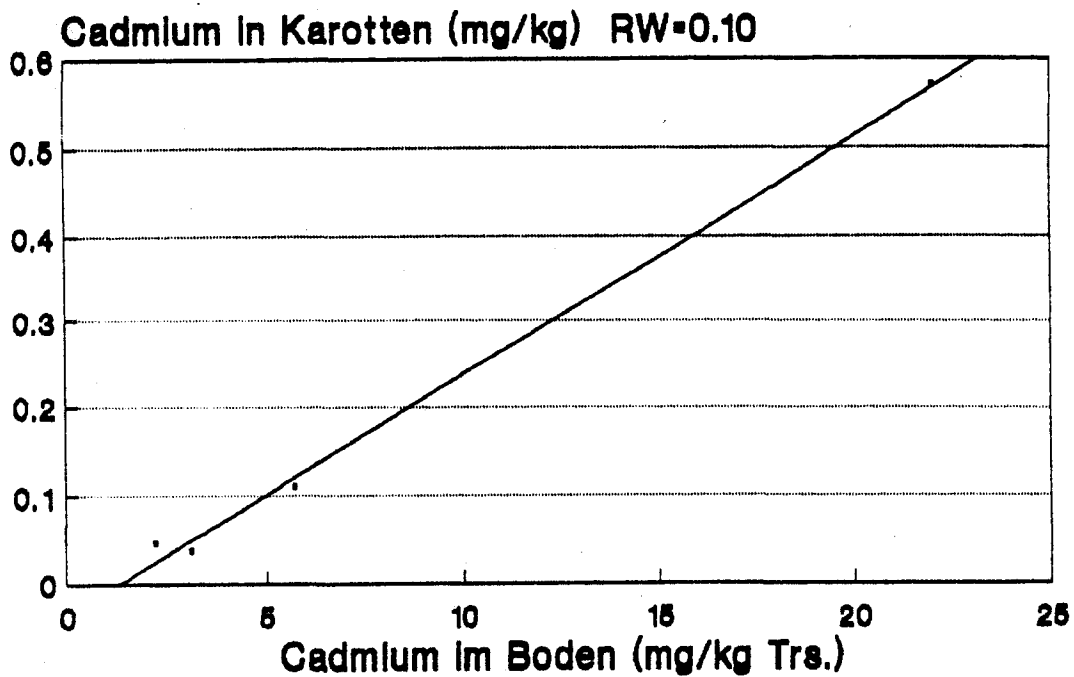


Abb. 33

Blei im Boden und in Radieschen Versuch einer Korrelation

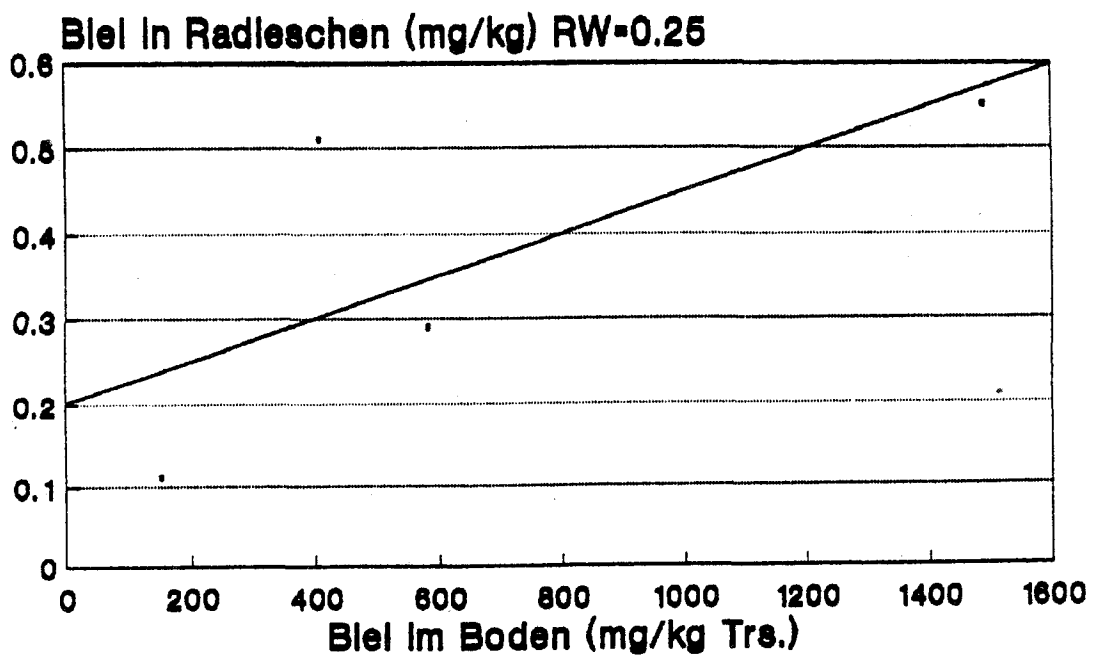


Abb. 34

Cadmium im Boden und in Radieschen Versuch einer Korrelation

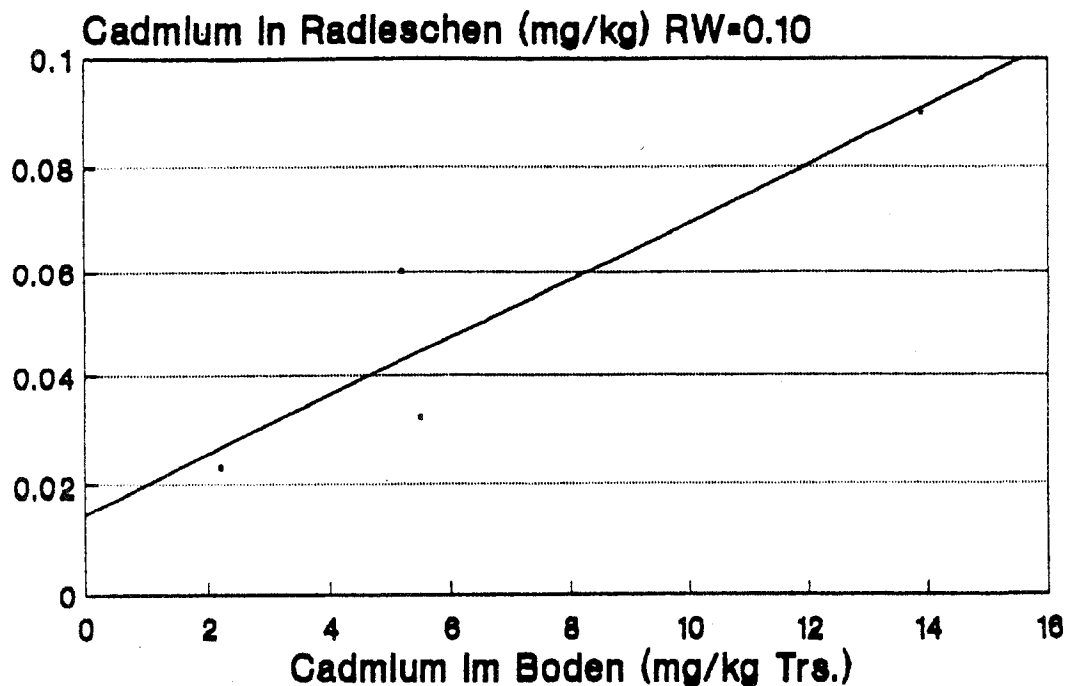


Abb. 35

Boden und in roten Rüben Versuch einer Korrelation

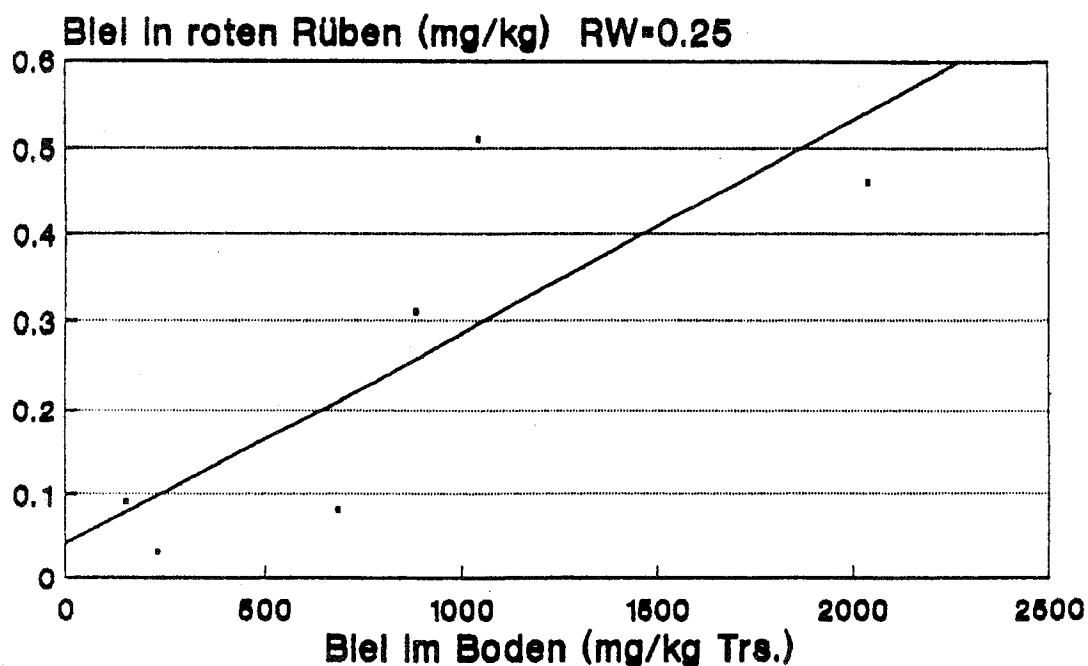


Abb. 36

Cadmium im Boden und in roten Rüben Versuch einer Korrelation

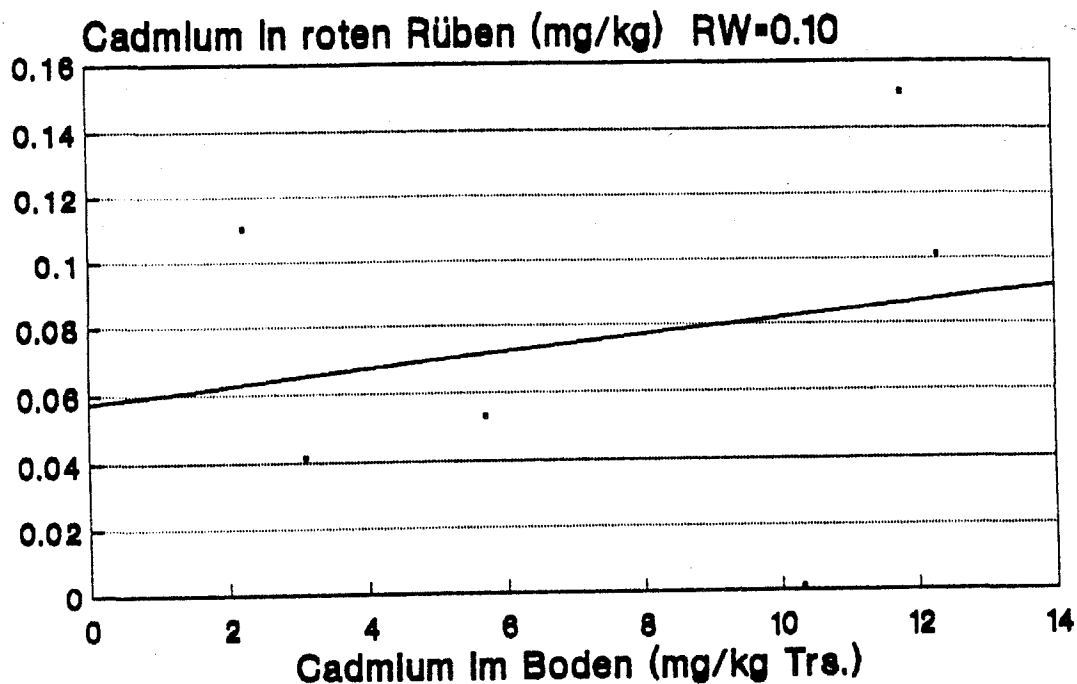


Abb. 37

Beerenobst:

Die zweifellos festzustellenden positiven Korrelationen zwischen Blei- und Cadmiumgehalten in Boden und in *roten Ribiseln* sind durch eine weite Streuung gekennzeichnet (Abb. 38-39). Während der Blei richtwert in sämtlichen roten Ribiseln der Region überschritten wird, ist dies bei Cadmiumgehalten ab etwa 5 mg/kg Bodentrockensubstanz der Fall.

Die Werte für *schwarze Ribisel* zeigen - vor allem beim Blei - eine ausgezeichnete positive Korrelation mit jenen im Boden. Nach den Abb. 40-41 ist bei Bleigehalten im Boden von über 500 mg/kg Trockensubstanz und bei Cadmiumgehalten von über 5mg/kg mit Überschreitungen der jeweils gültigen Richtwerte in den Früchten zu rechnen.

Kernobst:

Bleigehalte im Boden und in *Äpfeln* zeigen eine deutliche positive Korrelation (Abb. 42); eine Überschreitung des Richtwertes von 0,20 mg/kg Apfel ist allerdings erst bei sehr stark belasteten Böden (Bleigehalt > 2500 mg/kg Trockensubstanz) zu erwarten. Die ermittelten Cadmiumwerte in Äpfeln sind so niedrig, daß sich der Versuch einer Korrelation mit den Cadmiumgehalten im Boden erübrigt.

Blei im Boden und in roten Ribiseln Versuch einer Korrelation

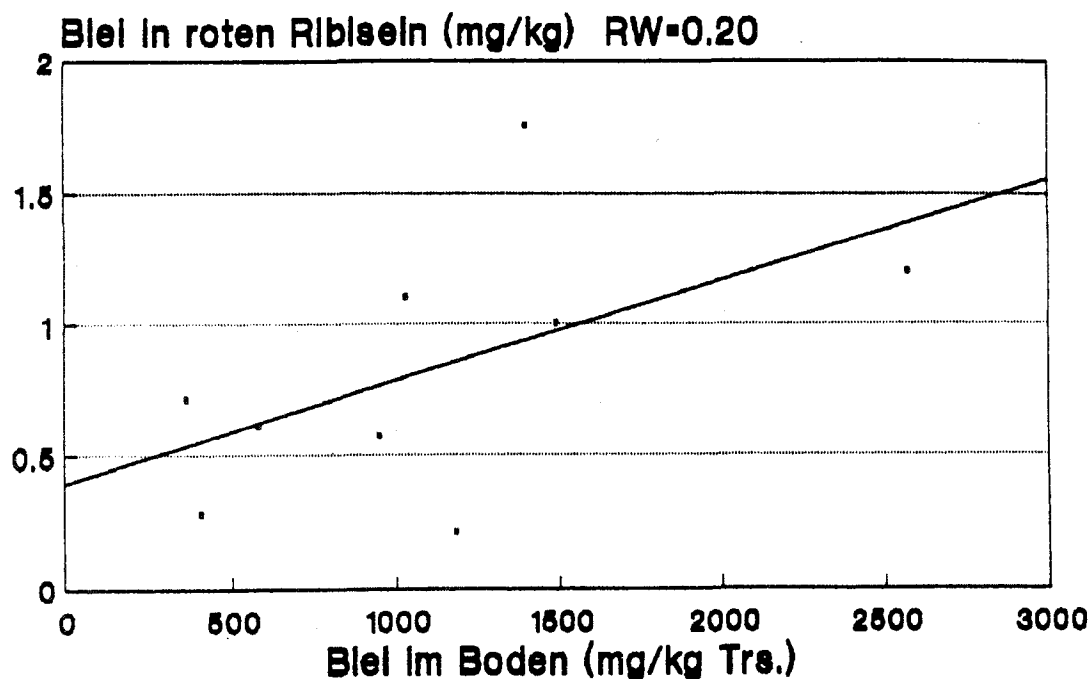


Abb. 38

Cadmium im Boden und in roten Ribiseln Versuch einer Korrelation

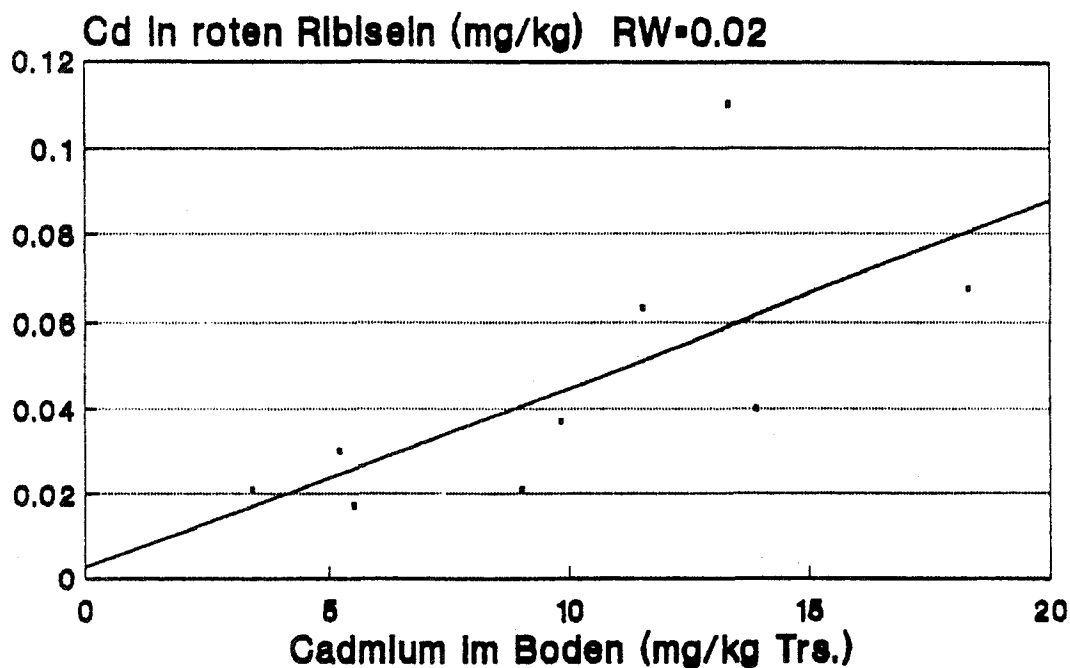


Abb. 39

Blei im Boden und in schwarzen Ribiseln Versuch einer Korrelation

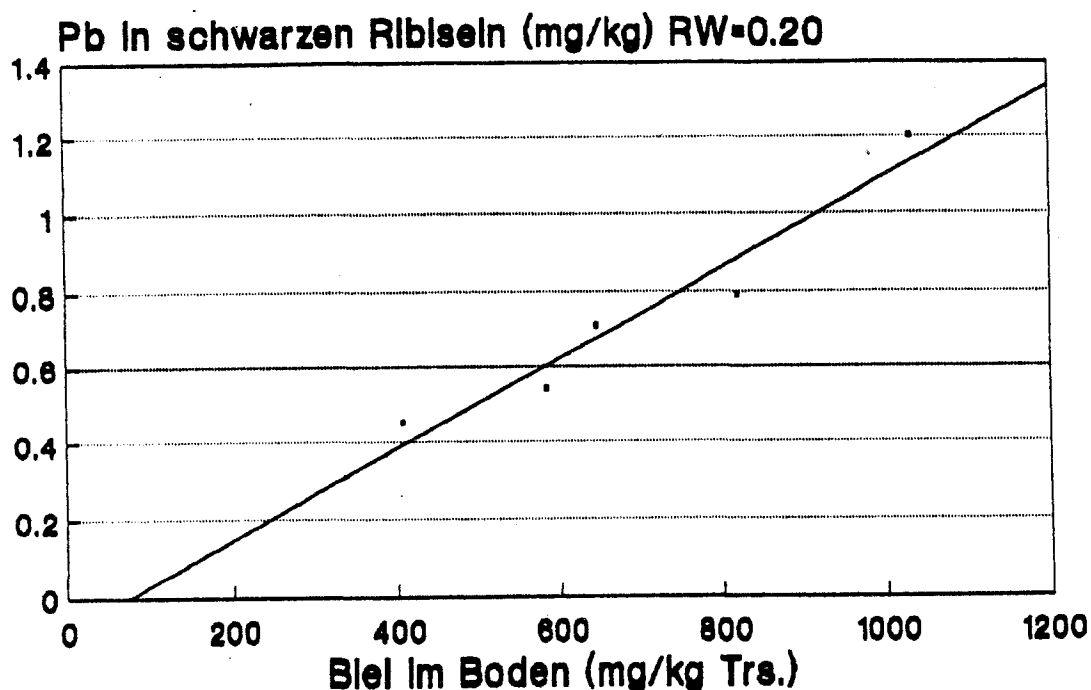


Abb. 40

Cadmium im Boden und in schw. Ribiseln Versuch einer Korrelation

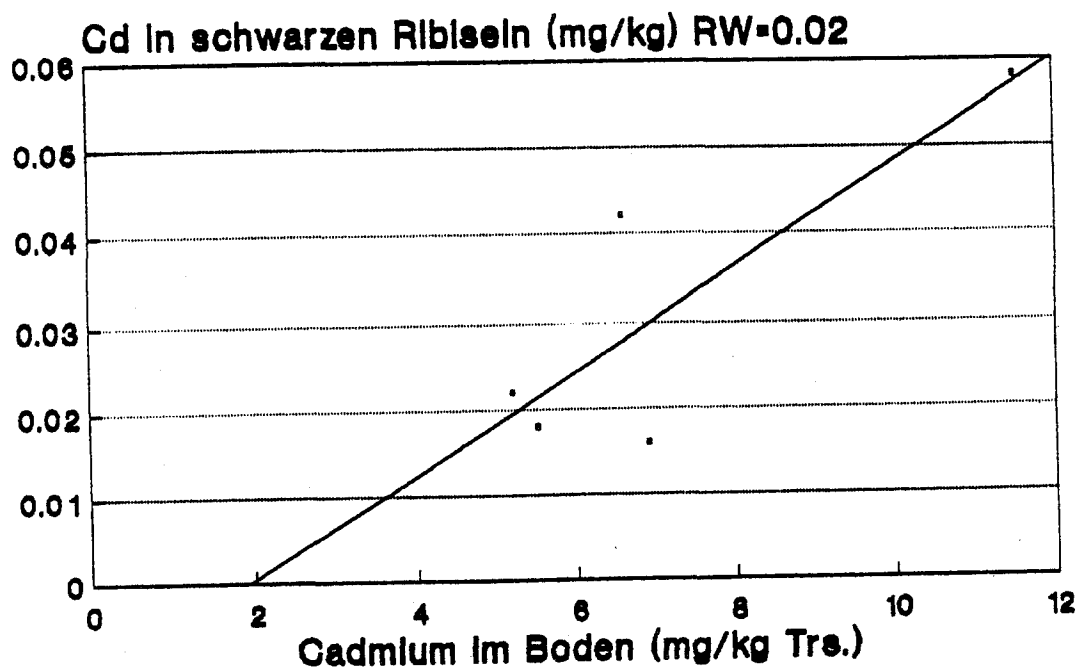


Abb. 41

Blei im Boden und in Äpfeln Versuch einer Korrelation

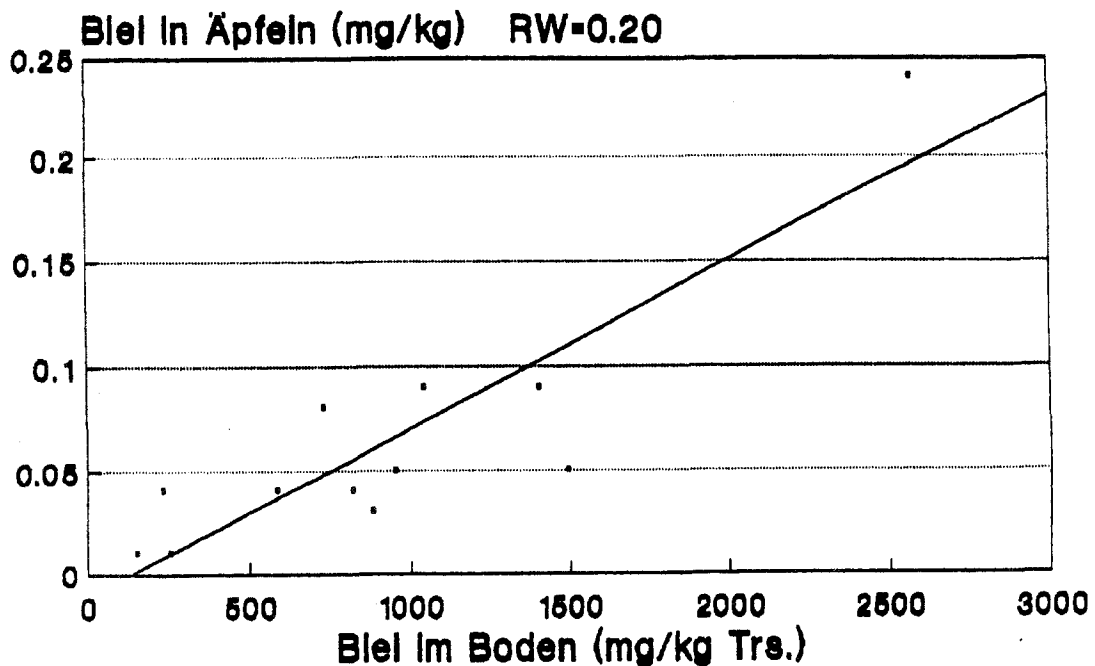


Abb. 42

Abschließend soll eine Aufzählung aller eingesandten Obst- und Gemüseproben und ihre Zuordnung zu sehr niedrigen, niedrigen, mittleren und hohen Kontaminationsraten an Blei und Cadmium es in Zukunft den beteiligten Behörden und Fachleuten leichter machen, eine speziell auf die Situation in Arnoldstein abgestimmte, den tatsächlichen Gegebenheiten entsprechende, Verzehrsempfehlung herauszugeben.

Weniger als 10% der nachfolgenden Obst- und Gemüsearten zeigten Überschreitungen des jeweiligen Blei-Richtwertes:

Obst, bzw. Gemüseart	% Überschreitungen (Pb)	Probenanzahl n
Erdbeeren	0	1
Kirschen	0	10
Pflaumen und Zwetschgen	0	5
Äpfel	7	15
Birnen	0	4
Weißkraut	0	5
Rotkraut	0	1
Kohl	0	1
Kohlrabi	0	12
Porree	0	1
Spargel	0	2
Gurken	0	5
Paprika	0	1
Tomaten	0	7
Zucchini	0	13
Gemischte Kräuter	0	3
Thymian	0	1
Eier	0	1
Kürbiskerne	0	1
Obstsirup	0	3
Roggenkörner	0	1
Zwiebeln	0	4

10-30% der nachfolgenden Obst- und Gemüsearten zeigten Überschreitungen des jeweiligen Blei-Richtwertes:

Obst-, bzw. Gemüseart	% Überschreitungen (Pb)	Probenanzahl n
Häuptelsalat	30	33
Karotten	14	7
Kartoffeln	22	23
Grüne Bohnen	27	11
Petersilie	20	5
Rhabarber	14	7

30-50% der nachfolgenden Obst- und Gemüsearten zeigten Überschreitungen des jeweiligen Blei-Richtwertes:

Obst-, bzw. Gemüseart	% Überschreitungen (Pb)	Probenanzahl n
Radieschen	43	7
Rote Rüben	50	6
Liebstockel	50	8
Sellerie	50	4

Über 50% der nachfolgenden Obst- und Gemüsearten zeigten Überschreitungen des jeweiligen Blei-Richtwertes:

Obst-, bzw. Gemüseart	% Überschreitungen (Pb)	Probenanzahl n
Endiviensalat	100	2
Stachelbeeren	100	1
Rote Ribisel	79	15
Schwarze Ribisel	88	8
Gemischte Ribisel	100	2
Weintrauben	67	3
Holunder	100	1
Marillen	100	2
Nektarinen	100	2
Mangold	100	1
Selleriewurzeln	100	2
Kürbis (Fruchtfleisch)	100	1
Basilikum	100	1
Borretsch	100	2
Dill	100	1
Eibisch	100	1
Minze	100	1
Pfefferminze	100	1
Salbei	100	1
Wermuth	100	1
Spinat	100	1

Weniger als 10% der nachfolgenden Obst- und Gemüsearten zeigten Überschreitungen des jeweiligen Cadmium-Richtwertes:

Obst, bzw. Gemüseart	% Überschreitungen (Cd)	Probenanzahl n
Erdbeeren	0	1
Gemischte Ribisel	0	2
Weintrauben	0	3
Kirschen	0	10
Äpfel	0	15
Kohl	0	1
Kohlrabi	0	12
Porree	0	1
Spargel	0	2
Radieschen	0	7
Grüne Bohnen	0	11
Gurken	0	5
Paprika	0	1
Tomaten	0	7
Kürbis (Fruchtfleisch)	0	1
Zucchini	0	13
Minze	0	1
Thymian	0	1
Hühnereier	0	1
Obstsirup	0	3
Roggenkörner	0	1

10-30 % der nachfolgenden Obst- und Gemüsearten zeigten Überschreitungen des jeweiligen Cadmium-Richtwertes:

Obst-bzw. Gemüseart	% Überschreitungen (Cd)	Probenanzahl n
Pflaumen u. Zwetschken	20	5
Weißkraut	20	5
Karotten	28	7
Kartoffeln	22	23
Liebstöckl	13	8
Rhabarber	14	7

30-50% der nachfolgenden Obst- und Gemüsearten zeigten Überschreitungen des jeweiligen Cadmium-Richtwertes:

Obst- bzw. Gemüseart	%-Überschreitungen (Cd)	Probenanzahl n
Endiviensalat	50	2
Häuptelsalat	42	33
Schwarze Ribisel	38	8
Marillen	50	2
Nektarinen	50	2
Rote Rüben	34	6
Petersilie	40	5
Zwiebeln	50	4

Über 50% der nachfolgenden Obst- und Gemüsearten zeigten Überschreitungen des jeweiligen Cadmium-Richtwertes:

Obst- bzw. Gemüsearten	%-Überschreitungen (Cd)	Probenanzahl n
Stachelbeeren	100	1
Rote Ribisel	60	15
Holunder	100	1
Birnen	75	4
Rotkraut	100	1
Mangold	100	1
Selleriewurzeln	100	2
Basilikum	100	1
Borretsch	100	1
Dill	100	1
Eibisch	100	1
Gemischte Kräuter	67	3
Pfefferminze	100	1
Salbei	100	1
Sellerie(-blätter)	100	4
Wermuth	100	1
Kürbiskerne getrocknet	100	1
Spinat	100	1

Literatur

- 1) Kasparowski, E. u. A. Riss: "Schwermetalle in Böden im Raum Arnoldstein", Entwurf März 1992, Umweltbundesamt Wien
- 2) Pfannhauser, W.: "Essentielle Spurenelemente in der Nahrung", Springer Verlag Berlin Heidelberg 1988.
- 3) Österr. Lebensmittelbuch, III. Aufl., Richtlinien zur Vorbehandlung von Proben bei der Behandlung von Schwermetallen
- 4) Welz, B.: "Atomabsorptionsspektrometrie", 3. Aufl., Verlag Chemie Weinheim 1983.
- 5) Amt der Kärntner Landesregierung, Abt.15/Umweltschutz: Bürgerinformation Schwermetallbelastung im Nahbereich der BBU, 1991.

Zusammenfassung

Die Ergebnisse der im Sommer 1992 durchgeführten Schwermetalluntersuchung von 258 Obst- und Gemüseproben aus Hausgärten im Raum Arnoldstein werden vorgestellt. Hohe bis sehr hohe Gehalte an Blei und Cadmium wurden - in Relation zu den derzeit gültigen Richtwerten - insbesondere bei Küchenkräutern und Johannisbeeren gefunden. Die Schwermetallgehalte der Lebensmittel werden auf ihren Zusammenhang mit den Werten in den nach den entsprechenden Zonen gegliederten Böden überprüft.